



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Ciências e Tecnologias
Faculdade de Engenharia

Rafael Gundim Silva

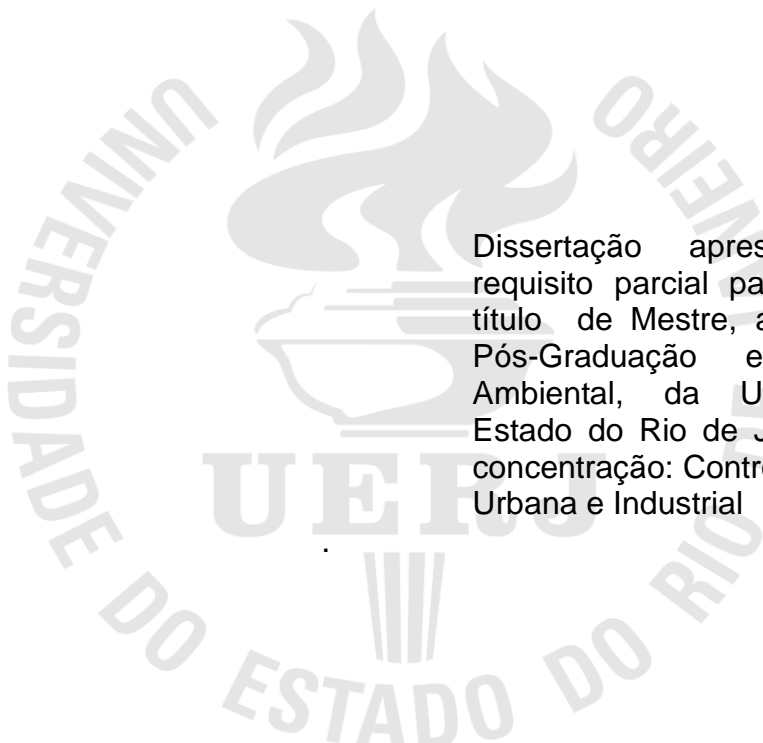
**Remoção de amônia do lixiviado por arraste de ar e caracterização por
fracionamento com membrana**

Rio de Janeiro

2011

Rafael Gundim Silva

**Remoção de amônia do lixiviado por arraste de ar e caracterização por
fracionamento com membrana**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial

Orientador: Prof. João Alberto Ferreira

Coorientadora: Prof.^a Daniele Maia Bila

Rio de Janeiro

2011

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

S586 Silva, Rafael Gundim.
Remoção de amônia do lixiviado por arraste de ar e
caracterização por fracionamento com membrana / Rafael
Gundim Silva. - 2011.
81f.

Orientador: João Alberto Ferreira.
Coorientadora: Daniele Maia Bila
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do
Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de efluentes.
3. Amonia. I. Ferreira, João Alberto. II. Universidade do
Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 628.31

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Rafael Gundim Silva

Remoção de amônia do lixiviado por arraste de ar e caracterização por fracionamento com membranas

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de mestre ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial

Aprovado por: 24 de fevereiro de 2011.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. João Alberto Ferreira
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Daniele Maia Bila
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Juacyara Carbonelli
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ
Escola de Química

Prof.^a Dr.^a Camille Ferreira Mannarino
Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Rio de Janeiro

2011

DEDICATÓRIA

Dedico a Deus: Deus foi manifestado em corpo, justificado no espírito, visto pelos anjos, pregado entre as nações, crido no mundo, recebido na glória.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Étice José da silva e Maria naide gundim silva e ao meu irmão Frank gundim silva pelo amor, carinho, formação moral e educação ofertada a mim. Por tudo que fizeram sem medir esforços.

Aos meus orientadores, Prof. João Alberto ferreira, Prof. Daniele maia bila e prof. Elizabeth ritter pelos conselhos, atenção, incentivo e muito carinho na orientação deste trabalho. Adoro vocês e que deus continue abençoando a vida de vocês e de seus familiares.

As pessoas que considero amigos para sempre: João Antônio, Rita de cássia, Jair, Joana da matta, Anderson milar, Barbará, desiher, Antônio, Sidnei, betinha, Jaciara, Diego, Oscar e Natalia amo vocês.

Aos meus amigos: Renan, Tayene, Laninha, Jeferson gregorinho, Daniel angolano, Danilo, Dudu, Vagner e Taís, Fagner e Juliana, Michelle, Daiane, Ronaldo, Caroline Lucas, Leandro Alvarenga, Patrícia, Evelyn, Bruno, Edson, Ângelo, Rodolfo, Julinho, Robson, Robertson, Renatinha, Denise, Renato bacalhau, Renata bacalhau, Anderson preá, Chiquinho, Felipe, Daniele, Anderson, Rafão, Clara mariana, Ana Carolina, Fernanda, Carolzinha e Fernanda patrocínio amo vocês.

Aos meus amigos do mestrado: Mônica, isabele, Maria augusta, Tiago, Carol Andrade, Bira, Débora, Eduardo gaito, jaimes, patrizia, tatiane, Renata, Leandro e Larissa. Obrigado por tudo.

RESUMO

SILVA, Rafael Gundim. **Remoção de amônia do lixiviado por arraste de ar e caracterização por fracionamento com membrana**. 2011. 81f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

A proposta deste trabalho é estudar a tecnologia para a remoção de amônia do lixiviado através do processo físico-químico de arraste com ar e a sua caracterização por processos de fracionamento com membranas de MF e UF. Foram analisados no processo de arraste de ar os parâmetros pH, vazão de ar e tempo de operação. Foi verificada a remoção de nitrogênio amoniacal de 93,5% em um tempo de operação de 6 horas, com ajuste de pH igual a 11 e vazão de ar 100 L/h. Após a remoção do nitrogênio amoniacal, os lixiviados foram submetidos a processo de fracionamento com membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF), sendo investigadas a remoção de amônia, a condutividade, DQO, COD, cloreto e pH. Obtiveram-se resultados praticamente constantes à medida que o lixiviado permeou nas membranas de MF e UF. Ademais, empregaram-se testes de toxicidade e ensaios de tratabilidade biológica com amostras de lixiviado bruto, lixiviado tratado (baixa concentração de amônia) e lixiviados fracionados com membranas de MF e UF. Nos ensaios de tratabilidade biológica os resultados mostraram que não houve uma remoção significativa de matéria orgânica e nos testes de toxicidade com organismos *Danio rerio*, embora tenha ocorrido uma redução na toxicidade na sequência dos experimentos, foi constatado que o lixiviado bruto, lixiviado tratado com remoção de amônia e fracionados com membranas de MF e UF mantiveram elevada toxicidade.

Palavras-Chave: Lixiviados; Remoção de amônia; Arraste de ar; Fracionamento por membranas; Toxicidade aguda.

ABSTRACT

The proposal of present work is to study the technology for removing ammonia from leachate by physico-chemical process of air stripping and its characterization after fractionation processes with MF and UF membranes. Were analyzed the process of entrainment of air pH, air flow rate and operating time. Moreover, there was the removal of ammonia nitrogen from 93.5% in a running time of 6 hours, with pH adjustment equal to 11 and air flow rate 100 L / h. Soon after the first treatment the leachate were characterized in the process of fractionation with membranes (MF and UF) and were investigated the removal of ammonia, conductivity, COD, COD, chloride and pH. Getting results were nearly constant as the leachate permeated the membranes of MF and UF. Moreover, were employed for toxicity tests and biological treatability tests on samples of raw leachate, leachate treatment group (low ammonia concentration) and leachates fractionated with the MF and UF membranes. In tests of biological treatability results showed no significant removal of organic matter and toxicity tests with organisms *Danio rerio*, besides the occurrence of a reduction in toxicity, it was found that the raw leachate, leachate treated with removal of ammonia and fractionated with the MF and UF membranes maintained high values of toxicity.

Keywords: Leachate; Removal of ammonia; air stripping process; fractionation by membrane separation; acute toxicity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.....	14
Figura 3.1 - Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros.....	20
Figura 3.2 - Fórmula molecular da amônia.....	25
Figura 3.3 - Classificação da biodegradabilidade no efluente	35
Figura 4.1 - Coluna de arraste de ar	41
Figura 4.2 - Tê sanitário	41
Figura 4.3 - Suporte do recheio.....	42
Figura 4.4 - Cap adaptado a ponteira de torneira	42
Figura 4.5 - Anéis de recheio	42
Figura 4.6 Acondicionamento do material de Recheio dentro da coluna.....	42
Figura 4.7 Esquema da coluna de arraste com ar	43
Figura 4.8 Foto da coluna de arraste com ar	44
Figura 4.9 Esquema do fracionamento do lixiviado em diferentes massas moleculares, utilizando processos de separação com membranas.....	45
Figura 4.10 Foto do equipamento de MF/UF/NF de bancada	46
Figura 4.11 Coleta do permeado no equipamento de MF/UF/NF de bancada	47
Figura 4.12 Foto da aclimação.....	48
Figura 4.13 Aparato utilizado nos ensaios de tratabilidade biológica	50
Figura 4.14 Foto das provetas no ensaio de tratabilidade biológica.....	51
Figura 4.15 Foto da etapa de aclimação dos peixes <i>Danio rerio</i> para o ensaio de toxicidade	52
Figura 4.16 Ensaios de toxicidade com amostras de lixiviado.....	53
Figura 5.2 Foto do lixiviado bruto com pH igual 8 e alcalinização com carbonato de sódio com pH igual a 11.....	58
Figura 5.3 Valores de remoção de amônia nos períodos de 6 horas de operação da coluna de arraste de ar.....	60
Figura 5.4 Resultado da concentração de COD no período de 6 horas de operação da coluna de arraste de ar	61
Figura 5.7 Resultados dos valores de DQO nos ensaios de tratabilidade biológica.....	66
Figura 5.8 Resultados dos valores de COD nos ensaios de tratabilidade biológica.....	67

LISTAS DE TABELAS

Tabela 3.1	Parâmetros físico-químicos de lixiviado gerados em aterros brasileiros	22
Tabela 3.2	Técnicas de tratamento empregadas para tratar lixiviado	29
Tabela 3.3	Tecnologias disponíveis para remoção da amônia em efluentes.....	30
Tabela 3.4	Potencial de remoção dos processos por membranas.....	36
Tabela 4.1	Parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização das amostras de lixiviado	40
Tabela 4.2	Ensaio de aclimação com amostras distintas	49
Tabela 4.3	Programa de alimentação para aclimação da biomassa.....	49
Tabela 5.1	Caracterização físico-química do lixiviado do aterro de Nova Iguaçu	55
Tabela 5.2	Resultados da Caracterização físico-química do lixiviado bruto e tratado pelo processo de arraste de ar.....	62
Tabela 5.3	Resultados da caracterização físico-química do lixiviado bruto, tratado no processo de arraste de ar e fracionados na MF e UF com diâmetro de poros de 0,05 µm e 50 kDa	63
Tabela 5.4	Caracterização físico-química das amostras utilizadas nos ensaios de tratabilidade biológica	64
Tabela 5.5	Resultado inicial (tempo zero) e final (tempo de 24 horas) da DQO e COD nos ensaios de tratabilidade biológica.....	65
Tabela 5.6	Resultados do ensaio de toxicidade no período de 24 horas utilizando organismos <i>Danio rerio</i>	69
Tabela 5.7	- Resultados de UT nos ensaios de toxicidade aguda.....	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de normas técnicas
RSU	Resíduos sólidos urbanos
NH ₃	Amônia
MF	Microfiltração
UF	Ultrafiltração
NF	Nanofiltração
OI	Osmose inversa
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
PH	Potencial de hidrogênio
CH ₄	Metano
CO ₂	Gás carbônico
O ₂	Gás Oxigênio
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias
DQO	Demanda química de oxigênio
Ca ⁺²	Íon Cálcio
Mg ⁺²	Íon Magnésio
Na ⁺	Íon Sódio
K ⁺	Íon Potássio
NH ₄ ⁺	Íon Amônio
Fe ⁺²	Íon Ferro
Mn ⁺²	Íon Manganês
Cl ⁻	Íon cloro
SO ₄ ²⁻	Íon sulfato
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
Cd ²⁺	Íon cádmio
Cr ³⁺	Íon cromo
Cu ²⁺	Íon cobre
Pb ²⁺	Íon chumbo
Ni ²⁺	Íon níquel
Zn ²⁺	Íon zinco
ETE	Estação de tratamento de esgoto

ETA	Estação de tratamento de água
EPA	Environmental protection agency
H ₂ S	Gás sulfídrico
CTR	Centro de tratamento de resíduos
PVC	Policloreto de Vinila
COT	Carbono orgânico total
COD	Carbono orgânico dissolvido
SST	Sólidos suspenso total
SSV	Sólidos suspenso volátil
UT	Unidade de toxicidade
CL50	Concentração letal em 50% dos organismos testados
CENO	Maior concentração do efeito não observado
SMPs	Produtos metabólicos solúveis

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	13
1	OBJETIVOS	16
1.1	Objetivo geral	16
1.2	Objetivo específico	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	Lixiviados de resíduos sólidos urbanos	17
2.1.1	<u>Conceituação dos lixiviados de aterros de disposição de resíduos sólidos</u>	17
2.1.2	<u>Geração e características do lixiviado de resíduos sólidos urbanos</u>	18
2.1.3	<u>Composição e formação dos lixiviados</u>	20
2.1.4	<u>Fatores intervenientes na qualidade do lixiviado</u>	23
2.2	Nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros sanitários	24
2.2.1	<u>Características físico-químicas da amônia</u>	25
2.3	Processos de tratamento de lixiviados	27
2.4	Tecnologias utilizadas para remoção de amônia	30
2.4.1	<u>Tecnologia de arraste com ar (air stripping)</u>	31
2.4.2	<u>Fatores que influenciam no processo de arraste com ar em lixiviados</u>	32
2.5	Tratabilidade biológica do lixiviado	34
2.6	Fracionamento pelo processo de separação por membranas	35
2.7	Toxicidade do lixiviado	37
2.7.1	<u>Toxicidade aguda do lixiviado</u>	38
2.7.2	<u>Toxicidade crônica do lixiviado</u>	39
3	MATERIAIS E MÉTODOS	40
3.1	Procedimento de coleta e preservação das amostras de lixiviado	40
3.2	Caracterização do lixiviado	40
3.3	Remoção de amônia em coluna de “stripping”	41
3.3.1	<u>Construção e operação da coluna de “stripping”</u>	41

3.3.2	<u>Funcionamento da coluna de “stripping”</u>	43
3.4	Fracionamento do lixiviado pelo processo de separação por membranas	45
3.4.1	<u>Equipamento</u>	45
3.4.2	<u>Preparação do equipamento</u>	46
3.4.3	<u>Operação do equipamento</u>	47
3.5	Tratamento biológico do lixiviado	48
3.5.1	<u>Etapa de aclimatação</u>	48
3.5.2	<u>Ensaio de tratabilidade biológica</u>	50
3.6	Ensaio de toxicidade	52
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1	Caracterização físico-química do lixiviado	55
4.2	Remoção de amônia em coluna de “stripping”	57
4.3	Fracionamento do lixiviado pelo processo de separação por membranas	62
4.4	Resultados do ensaio de tratabilidade biológica	64
4.5	Ensaio de toxicidade	68
5	CONCLUSÃO	71
	REFERÊNCIAS	72
	ANEXO A- Caracterização físico-química do lixiviado do Aterro de Nova Iguaçu Fracionado nas Membranas de MF/UF/NF no período de 7/06/2010 a 12/10/2010.....	77
	ANEXO B- Gráficos referentes aos valores encontrados no tratamento do lixiviado com remoção de amônia por arraste com ar e caracterização por Fracionamento com Membranas de MF e UF no período de 5/07/2010 a 6/12/2010.....	78

INTRODUÇÃO

Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) são gerados pelo processo de decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos e pela infiltração das águas pluviais que tornam solúveis elementos orgânicos e inorgânicos. Recentemente, um dos problemas ambientais está ligado à maior quantidade de resíduos sólidos produzidos pela população mundial. O crescimento industrial, ligado ao aumento da população é proporcional à geração de um número significativo de resíduos sólidos. Esses resíduos podem acarretar em prejuízo para o meio ambiente, devido principalmente a ausência de uma política clara e efetiva para sua eliminação (GOMES, 2009).

Nos aterros sanitários freqüentemente ocorre à disposição final de resíduos sólidos urbanos que são gerados pela humanidade. Para que em uma região seja realizada a implantação de um aterro é de fundamental importância o conhecimento da área de engenharia e seguir normas pré-estabelecidas de planejamento, construção e operação, minimizando os riscos e problemas ambientais causados pela disposição de resíduos sólidos. A escolha da área para implantar o aterro é criteriosamente selecionada e preparada. Em aterros sanitários o resíduo sólido urbano gerado é depositado, compactado e coberto com argila no final de cada operação. Contudo, uma das dificuldades encontradas no gerenciamento de aterros sanitários de resíduos urbanos se caracteriza principalmente no tratamento do lixiviado produzido, esse lixiviado depositado inadequadamente pode contaminar águas superficiais, o subsolo e o lençol freático (QASIM; CHIANG, 1994).

O aterro sanitário é considerado o meio mais adequado para sua disposição final, principalmente em países que estejam em desenvolvimento, como é o caso do Brasil em função do nível de exigências técnicas e dos custos mais compatíveis com as condições destes países. No caso do Brasil a utilização dos aterros sanitários é bastante favorecida pelo fato de apresentar grande espaço territorial. Uma das principais justificativas seria o custo reduzido dos aterros sanitários em relação à incineração que é uma tecnologia muito usada em países desenvolvidos, especialmente em países europeus. A incineração se comparada com aterros sanitários pode causar menor impacto ambiental e influência nas mudanças climáticas, já que o dióxido de carbono liberado na incineração é 21 vezes menor que a contribuição de metano ao efeito estufa (GOMES, 2009).

Uma nova problemática para a engenharia do Brasil está na dificuldade encontrada no tratamento do lixiviado de aterro sanitário. Esta situação é recente, uma vez que a utilização de uma tecnologia moderna para a implantação dos aterros sanitários no país só começou a se intensificar nos últimos 15 ou 20 anos, com a impermeabilização de base dos aterros com a utilização de mantas sintéticas e o conseqüente controle do lixiviado que após coletado passou a ter que ser tratado nos níveis estabelecidos na legislação ambiental (GOMES, 2009).

A **Figura 1.1**, mostra que de acordo com os dados do IBGE, quase a totalidade dos resíduos sólidos urbanos no Brasil é disposto no solo, seja em forma de aterros sanitários, aterros controlados ou vazadouros a céu aberto.

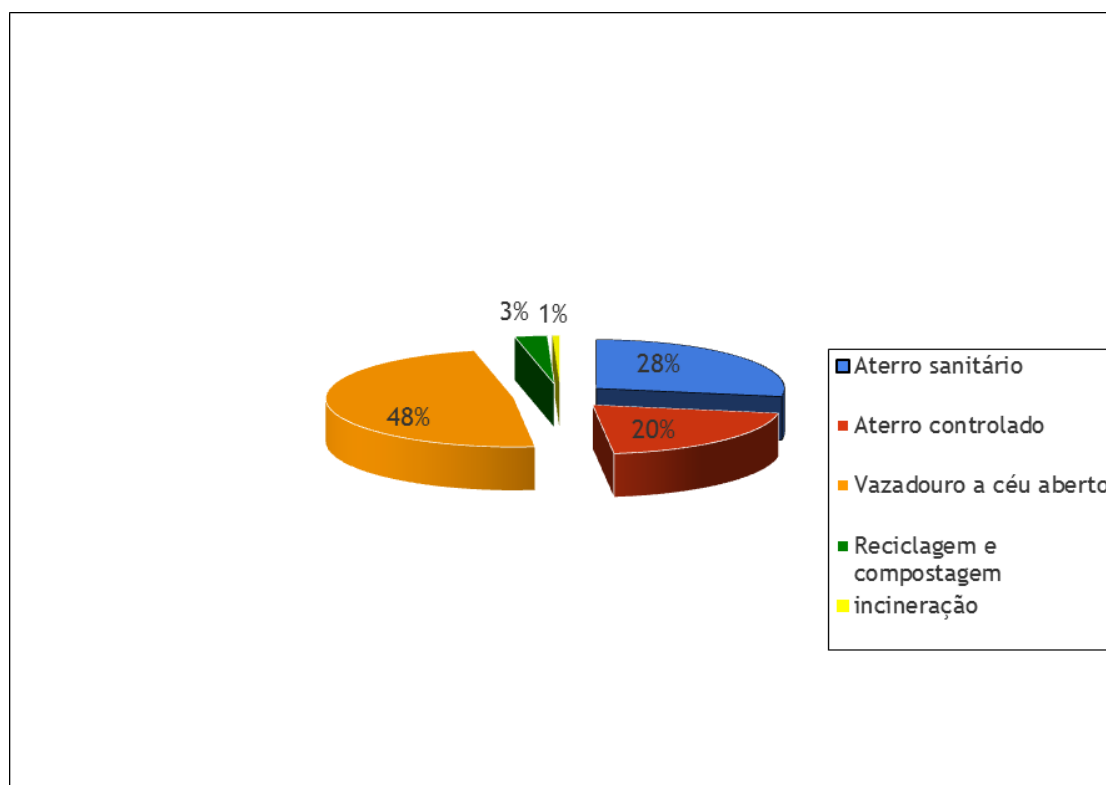


Figura 1.1 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil
Fonte : IBGE (2008)

As altas concentrações de compostos orgânicos, nitrogênio amoniacal e sais inorgânicos fazem parte da composição dos lixiviados de aterros sanitários (GARCÍA, 1997).

As elevadas concentrações de amônia estão presentes no lixiviado de aterro sanitário que é uma água residuária com potencial poluidor. A amônia livre (NH_3) que está dissolvida nos lixiviados pode se apresentar tóxica aos peixes. O processo de arraste de amônia com ar (*air stripping*) é uma técnica de custo reduzido e eficiente na retirada de substâncias voláteis. O processo citado é baseado na passagem do poluente da fase líquida para gasosa. O tratamento do lixiviado de aterros sanitários deve gerar uma água residuária com concentração de amônia de acordo com padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução no. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2008).

Alguns estudos científicos demonstraram que a alta concentração de amônia é nociva para o tratamento biológico que é bastante utilizada nas estações de tratamento de lixiviado, indicando sua alta toxicidade (SILVA, 2002; EDEN, 2001).

Nesse contexto, a principal motivação para realização desse trabalho é a de diminuir o impacto da alta concentração de amônia presente na natureza e nos processos de tratamento biológico para o tratamento com lixiviado.

1 **OBJETIVO**

1.1 **Objetivo geral**

Estudo do processo de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado através do arraste com ar, contribuir para um melhor conhecimento do lixiviado através dos ensaios de fracionamento por membranas e avaliação da tratabilidade dos efluentes por processo biológico aeróbio.

1.2 **Objetivos específicos**

- Avaliar a remoção de amônia do lixiviado bruto pelo processo de arraste com ar.
- Avaliar a toxicidade do lixiviado bruto, do lixiviado após a remoção por arraste com ar e após o processo de fracionamento por membranas de MF e UF.
- Caracterizar a composição química do lixiviado pelo fracionamento por processo de separação por membranas de UF e MF.
- Avaliar a tratabilidade biológica do lixiviado tratado após a remoção de amônia e o fracionamento por membranas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Lixiviados de resíduos sólidos urbanos

2.1.1 Conceituação dos lixiviados de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos

Chorume é um nome comumente utilizado para caracterizar e definir o líquido gerado no processo de degradação e decomposição dos resíduos sólidos dispostos no solo. A definição dos lixiviados de resíduos sólidos urbanos ocorre através do surgimento de um líquido que é gerado como resultado da umidade natural e da presença da água que se mistura com a matéria orgânica dos resíduos, isso devido à degradação biológica do material orgânico presente nos aterros e da água de infiltração na camada de cobertura e no interior das células de aterramento, sendo acrescentados os materiais dissolvidos ou suspensos que foram removidas da massa de resíduos do aterro (BIDONE; POVINELLI, 1999).

De acordo com a norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985) a definição de lixiviado tem uma relação importante com o termo “chorume”, pois é apresentado como um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos com as seguintes características: cor escura, mau cheiro e elevada (DBO).

No presente estudo, será utilizado o termo “lixiviado” de aterro sanitário ao invés de “chorume” ou somente “percolados” por ser considerado o nome, mas adequado para ser aplicado em trabalhos recentes e, além disso, ter um padrão com relação às publicações internacionais, visto que diversos países usam como base esse tipo de nomenclatura como, por exemplo: Portugal que se utiliza também do termo lixiviado, em francês se utiliza o termo denominado “lixiviat” e em inglês se utiliza o termo “leachate” (LIBÂNIO, 2002).

Durante essa mudança de nomenclatura surgiu uma discussão interessante e o caminho que levou a troca do termo “chorume” por “lixiviado”. Essa mudança de nomenclatura foi observada pelas características e necessidade de um estudo dos mecanismos de formação do que, até então, era definido como “chorume”. Visto que chorume infiltra através da massa de resíduos, recebendo o nome de percolado. No contexto apresentado o termo chorume foi adotado como um referencial para alguns autores

representando os líquidos gerados como produto da degradação dos resíduos, tendo como resultado a sua decomposição. Esse líquido pode ser comparado conceituando como algo semelhante aos observados no fundo dos sacos de lixo quando em repouso por algum tempo dentro das lixeiras (SOUTO, 2009).

Quando uma substância química presente em um resíduo sólido passa da fase sólida para a fase líquida recebe o nome de lixiviação, isso ocorre quando a substância sofre um processo de solubilização. O termo lixiviação é visto como um nome de caráter pouco esclarecedor por se apresentar em diversas situações com grande variação, como por exemplo: nos solos e em processos industriais, todos esses resultados de sistemas distintos são chamados de lixiviação. E os lixiviados de aterros sanitários serão utilizados como um termo técnico importante para trabalhos mais atuais (OLIVEIRA; PASQUAL, 2000).

Com relação à nomenclatura usada atualmente a diferença existente entre os termos chorume e lixiviado (ou percolado) caiu em desuso, um dos problemas considerados é que não independe o processo de decomposição dos resíduos e a entrada de água no aterro, não sendo verdadeiros considerá-los separadamente. Através desse entendimento foi notada a impossibilidade de separar as diferentes fontes de água que penetram dentro das camadas do aterro, recomendando que se usasse exclusivamente o termo lixiviado (CONTRERA, 2008).

2.1.2 Geração e características do lixiviado de resíduos sólidos urbanos

O lixiviado é um líquido proveniente da umidade dos resíduos sólidos que infiltram e excede sua capacidade de amontoamento na massa. Os resíduos sólidos que são depositados em aterros passam por um processo de decomposição por procedimentos químicos, físicos e biológicos. Desta forma, o sistema de constituição do lixiviado sofre influência por uma série de fatores climatológicos, hidrogeológicos, camada de cobertura e características dos resíduos (MORAVIA, 2007).

Segundo Pohland e Harper (1985), O processo de degradação dos resíduos sólidos dispostos em um aterro apresenta cinco fases distintas, são elas:

- FASE 1 (fase de ajustamento inicial): É a fase em que o aterro inicia o acúmulo da umidade no solo que ocorre a partir da disposição atual dos resíduos sólidos urbanos, essa fase apresenta curta duração. Observa-se a decomposição microbiana aeróbia dos componentes orgânicos biodegradáveis dos resíduos sólidos urbanos.

- FASE 2 (transição): Quando no aterro ocorre a transição da fase aeróbia para a fase anaeróbia, indica o começo da primeira etapa para formação do lixiviado. Na fase anaeróbia são observadas altas concentrações de ácidos voláteis que é caracterizada pela fermentação ácida. As reações de oxi-redução que são analisadas nessa fase são favoráveis dando início a digestão anaeróbia, com isso as proteínas, os carboidratos e os lipídios pertencentes à massa sólida são convertidos em compostos mais simples, facilitado sua absorção por parte dos micro-organismos.

- FASE 3 (formação de ácidos): fase que apresenta a formação exclusiva de ácidos voláteis (propiónico, butírico, entre outros). A oxidação dos ácidos voláteis e dos ácidos graxos de cadeia longa é responsável pela geração do ácido acético e hidrogênio (precursores diretos do metano). Também, sobrevém uma queda do pH e provável complexação de espécies metálicas. Existe o consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) associado ao desenvolvimento dos microrganismos e a produção de ácidos.

- FASE 4 (fermentação metânica): essa fase apresenta a formação de ácidos convertidos em CH_4 e CO_2 ; também, verifica-se que o pH volta à condição tampão, controlado pelos ácidos voláteis e potenciais redox nos valores mais baixos.

- FASE 5 (maturação final): essa fase apresenta uma inatividade relativa e um equilíbrio da atividade biológica. Sua composição apresenta baixa concentração de nutrientes e a produção de gases e interrompida, acarretando a elevação do potencial redox com o surgimento de O_2 e espécies oxidantes.

A **Figura 3.1** apresenta o processo de degradação dos resíduos sólidos dispostos em um aterro de resíduos sólidos urbanos descrito por POHLAND; HARPER (1986).

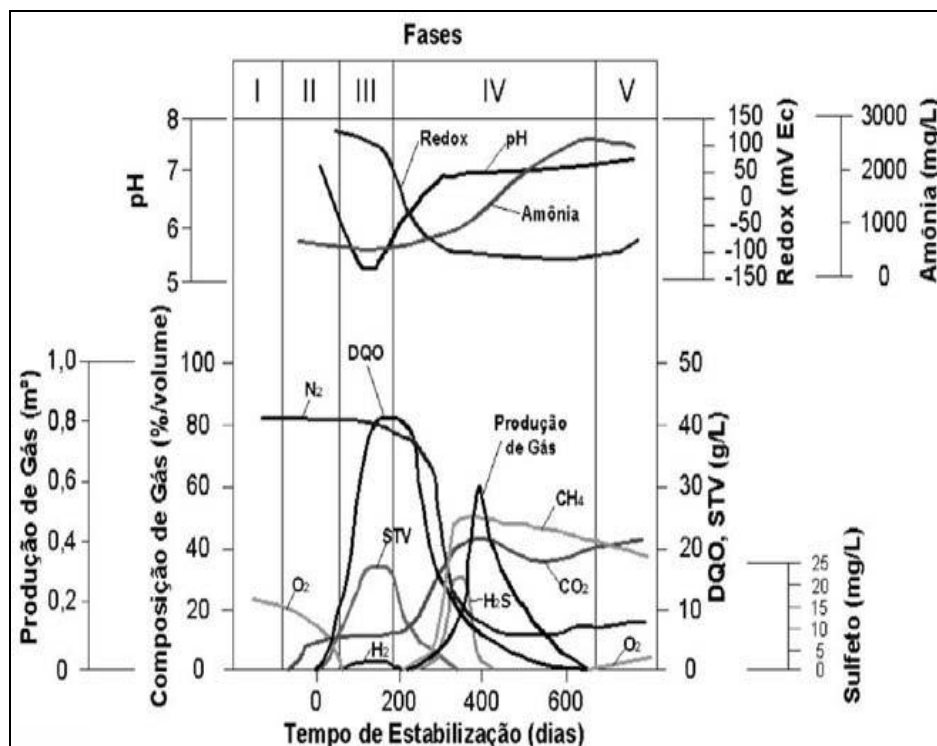


Figura 3.1 - Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros
 Fonte: Pohland e Harper (1986)

2.1.3 Composição e formação dos lixiviados

A formação do lixiviado ocorre devido à digestão da matéria orgânica sólida que sofre ação de bactérias que produzem exo-enzimas que são responsáveis pela solubilização da matéria orgânica. Nos aterros a mistura de água que infiltra e percola no interior dos resíduos sólidos sofre degradação da matéria orgânica e inorgânica que gera sub-produtos (SCHALCH, 1984).

A dinâmica dos processos de biodegradação dos resíduos sólidos em um aterro sanitários acontece por intermédio da combinação de processos físicos, químicos e biológicos. Nesses processos de combinação é observada a produção do lixiviado, não sendo possível verificar somente resultados do metabolismo microbiano. Os processos biológicos são de suma importância e dominância sobre os demais tipos de processos (ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Os processos de sorção e difusão ocorrem em relação à decomposição física. Um exemplo desse fato é o contato entre a água e o resíduo e a adequada movimentação de arraste mecânico da água. A variação de pH, oxidação, redução, dissolução, precipitação,

complexação e outras reações químicas são observadas na decomposição química (ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Os processos biológicos tem responsabilidade no aterro de degradar os resíduos sólidos dispostos, esse fato só teve confirmação na década de 1960. Nesse período também foi verificado que a digestão anaeróbia era produto da ação conjunta de diferentes classes de micro-organismos, dessa maneira o resultado do metabolismo de uma classe serve como fonte de sustento para outra classe de micro-organismo (LIMA, 1988).

As características dos resíduos e sua decomposição estão diretamente ligadas à composição dos lixiviados. Dentro do aterro são observados processos de biodegradação que se caracterizam pela produção de líquidos e biogás que sofrem alternâncias em sua produção ao longo do processo (POHLAND; HARPER, 1985).

Dependendo da idade do aterro sanitário a composição química dos lixiviados sofre variação. Experimentos realizados em lixiviados coletados na fase ácida de degradação, verificaram a presença de elevados valores de DQO, DBO₅ e reduzidos valores de pH. Em contrapartida, na fase de fermentação metanogênica os lixiviados apresentaram valores de pH na faixa de 6,5 a 7,5 e valores de DQO e DBO₅, significativamente baixos com relação a fase ácida. Também são verificadas que as concentrações de metais pesados são baixas e em pH aproximadamente neutro a maior parte dos metais pesados são menos solúveis. Nos lixiviados o pH não é influenciado apenas pelas concentrações de ácidos que fazem parte dessa composição, mas também da pressão parcial do CO₂ gerado no aterro (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Os lixiviados apresentam em sua composição quatro classes de poluentes: material orgânico dissolvido, macro componentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos provenientes de resíduos domiciliares e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros). A maioria dos aterros sanitários apresenta em sua composição: resíduos domésticos, resíduos comerciais e resíduos industriais de diversas finalidades (CHRISTENSEN, 1998).

A **Tabela 3.1** apresenta dados de composição de lixiviados de aterros no Brasil descrito por Souto e Povinelli (2007).

Tabela 3.1: Parâmetros físico-químicos de lixiviados gerados em aterros brasileiros

Variável	Faixa (mínimo-máximo)	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2950 - 2.500	2950 - 17.660	77
DBO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg.L ⁻¹ de C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg.L ⁻¹ de N)	80 - 3.100	não há	0
N-amoniaco (mg.L ⁻¹ de N)	0,4 - 3.000	0,4- 1.800	72
N-orgânico (mg.L ⁻¹ de N)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mg.L ⁻¹ de N)	0 - 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg.L ⁻¹ de N)	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total (mg.L ⁻¹)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg.L ⁻¹)	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg.L ⁻¹)	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis(mg.L ⁻¹)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L ⁻¹)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,01 - 2,8	0,01 - 1,5	64
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,01 - 0,8	0,01 - 1,5	70

FVMP: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DOS VALORES MAIS PROVÁVEIS

FONTE: SOUTO E POVINELLI (2007)

2.1.4 Fatores intervenientes na qualidade do lixiviado

Dentre os fatores que também pode influenciar na qualidade do lixiviado nos aterros estão: disposição do lixo com lodos de ETE, disposição do lixo com lodos de ETA, disposição do lixo com resíduos perigosos e disposição do lixo com resíduos adsorventes (QASIM; CHIANG, 1994).

Na formação do lixiviado é esperada ao longo do tempo uma variação em sua qualidade visto que, a composição química do lixiviado depende do processo de degradação biológica, e com o tempo a matéria orgânica permanece sofrendo estabilização (QASIM; CHIANG, 1994).

Nos lixiviados que são gerados de aterros sem estabilização, em sua composição estão presentes em sua grande maioria compostos orgânicos e composto de ácidos graxos voláteis de cadeia curta (ácido acético, propiônico e butírico). Logo após, é observado no lixiviado à presença de ácidos fúlvicos e húmicos. À medida que os anos passam a quantidade desses componentes se transforma. Existe uma diminuição da concentração de ácidos graxos voláteis e um acréscimo de ácidos húmicos e fúlvicos. Também, o nitrogênio amoniacal tem sua concentração aumentada no lixiviado ao longo do tempo (FARQUHAR; ROVERS, 1973).

A diferença de composição entre os lixiviados de aterros distintos pode ter origem nos resíduos de diversas classificações que interferem em suas características. Os resíduos podem ser orgânicos ou inorgânicos, solúveis ou insolúveis, degradáveis ou não degradáveis. É muito importante saber a predominância dos resíduos, se são domésticos ou industriais, uma vez que essa predominância pode diferir os lixiviados e o tipo de sua composição (CHEN; BOWERMAN, 1974).

2.2 Nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros sanitários

A amônia é uma molécula que está vastamente ligada aos resíduos líquidos descartados pelos aterros sanitários e encontra-se em grande escala no meio ambiente e sua emissão procede tanto de processos biológicos quanto de fontes antropogênicas. Os aterros por apresentarem um ambiente com características anaeróbio geram concentrações baixas de nitrito e nitrato. Em contrapartida, a atividade biológica gerada na massa dos resíduos e na drenagem do sistema tem a capacidade de transformar toda a totalidade do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal no interior do aterro (METCALF; EDDY, 2003).

O lixiviado apresenta elevada quantidade de nitrogênio amoniacal e baixa quantidade de nitrogênio orgânico, sendo assim, observado que a amônia é responsável por parte da contaminação do lixiviado (RENOU et al., 2008).

Os compostos orgânicos nitrogenados apresentam em sua estrutura macromoléculas orgânicas e se caracterizam na produção de fonte de amônia. Essas fontes são geradas quando ocorre uma quebra das proteínas que são macromoléculas orgânicas formadas pela junção de um número grande de aminoácidos. As proteínas são primeiramente quebradas nos seus aminoácidos, isso ocorre quando há decomposição biológica desses compostos nitrogenados. Os aminoácidos sofrem desestabilização (remoção do grupo amino) para que parte da amônia gerada seja agregada ao crescimento celular e o excesso é liberado na forma de íon amônio (BARNES; BLISS, 1983).

A amônia considerada livre tem a fórmula molecular identificada como (NH_3). Essa molécula encontra-se dissolvida na água e apresenta caráter tóxico aos seres aquáticos, mesmo apresentando baixas concentrações. A agência Americana de proteção ambiental (EPA) decretou um limite máximo de 0,02 mg/L de nitrogênio em forma de NH_3 em águas, protegendo assim o meio aquático (SILVA, 2002).

2.2.1 Características físico-químicas da amônia

A molécula de amônia apresenta caráter polar por seus átomos apresentarem um arranjo assimétrico, sendo sua classificação determinada na forma de pirâmide trigonal. Isto implica em um amontoamento da carga elétrica unida ao nitrogênio. Tornando negativa essa parte da molécula enquanto os átomos de hidrogênio são apresentados como a extremidade positiva. Por ser observado nessa molécula um caráter polar, fica evidente que a principal razão para sua solubilização é a capacidade que a molécula de amônia tem em dissolver-se na água podendo se ionizar, ganhando um íon hidrogênio e se transformando para o íon amônio (NH_4^+). Por apresentar em sua composição química carga, o íon amônio ajuda no resultado da condutividade no meio em que se encontra (RUSSELL, 1994).

A molécula de amônia tem a capacidade de não ficar muito tempo exposta no ambiente sem se alterar. A amônia apresenta a capacidade de quando observada na natureza reciclar-se. Em determinados ambientes essa molécula tem a facilidade de incorporar e transformar a amônia a outras e diferentes moléculas ou substâncias de inúmeras maneiras. Por se apresentar como um produto da excreção dos seres vivos e possuir características metabólicas própria, a amônia não sofre bioacumulação em organismos (RUSSELL, 1994).

A **Figura 3.2** apresenta a fórmula molecular da amônia

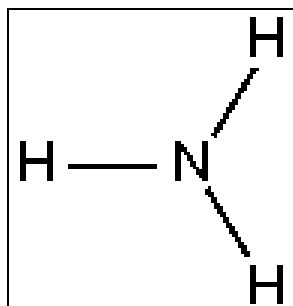


Figura 3.2- Fórmula molecular da amônia

Nos lixiviados a amônia tem característica recalcitrante no processo de biodegração dos resíduos sólidos urbanos. Embora ocorra uma crescente remoção da carga orgânica pertencente aos lixiviados à amônia não sofre nenhuma alteração da sua concentração ao longo da decomposição dos RSU. Isso ocorre devido à molécula de amônia apresenta-se estável em sistemas anaeróbios. Em contrapartida, em sistemas aeróbios é verificado o processo de nitrificação por microrganismos (CASTILHOS Jr. et al., 2006).

A amônia quando exposta acidentalmente ao ser humano causa efeitos danosos à saúde em função da intensidade de exposição e da duração do contato com a molécula. Quando ocorre uma exposição da amônia considerada leve à moderada essa concentração está entre 40 e 700 mg.L⁻¹ e alguns sintomas estão mencionados quando ocorre esse tipo de exposição: irritação nas vias respiratórias, nos pulmões e nos olhos, além de náuseas, dores de cabeça e garganta. Quando a exposição da amônia é considerada grave ocorrem os seguintes sintomas: hemoptise, edema pulmonar, bronco-espasmo, graves queimaduras nos olhos e pele; isso só ocorre em casos de contaminação extrema em que a concentração é superiores a 5000 mg.L⁻¹, o contato com a amônia pode causar a morte (USEPA, 1989).

A proteína é considerada a principal fonte geradora de nitrogênio no lixiviado. Essas proteínas são depositadas no aterro na forma de massa seca de lixo e acredita-se que faz parte de 0,5% dos resíduos dispostos no aterro. Uma das desvantagens observada na hidrolise da cadeia de polipeptídios é a geração energética, devido a isso ocorre à cinética lenta da hidrolise de proteína, o que acarreta na diminuição da amônia que será liberada (JOKELA et al., 2002).

A poluição das águas está relacionada com a quantidade de nitrogênio total que se apresenta com mais frequência nos lixiviados de aterros sanitários. O nitrogênio total pode ser encontrado sobre a forma de nitrogênio orgânico, amônia ou ainda de nitritos e nitratos. Embora na composição do lixiviado estejam presentes compostos tóxicos de natureza distintas, tais como: metais pesados e alguns compostos orgânicos, a amônia também é considerada perigosa por apresentar se em níveis elevados nos lixiviados de RSU (EDEN, 2001).

A amônia dissociada apresenta a forma de NH₄⁺, assim sendo, considerando-se que em solução a molécula se ioniza. Por outro lado, a amônia não ionizada ou dissociada apresenta-se na forma NH₃, também conhecida como amônia na forma gasosa ou amônia volátil. Essas duas formas inorgânicas são apresentadas quando o nitrogênio amoniaco está em solução (SOUTO, 2009).

2.3 Processos de tratamento de lixiviados

Na decomposição dos resíduos encontrados na natureza é observada uma variação das suas características de acordo com seu estado de degradação, o mesmo ocorre com o lixiviado gerado no aterro sanitário, pois dependendo da fase de decomposição é verificado o desenvolvimento de compostos de características diferentes. Existem dois tipos de lixiviados que são chamados de “novos” ou “velhos”, para os quais são necessários diferentes tipos de tratamento em função das suas características. O processo de tratamento biológico é o mais utilizado para o tratamento de lixiviado novo, uma vez que, o mesmo possui uma maior parcela biodegradável em sua composição. No lixiviado velho são propostos alguns processos de tratamento que possuem uma maior eficiência como: processos de coagulação química, floculação, troca iônica e oxidação química. De uma maneira geral tanto no tratamento de lixiviados novos ou velhos existem tratamentos que tem um melhor resultado em ambos os casos como: tratamentos físicos, os tratamentos por evaporação e utilização de membranas, dentre outros como a flotação e a filtração (BOCCHIGLIERE, 2005).

Outra forma de tratamento que pode ser utilizada são os processos oxidativos avançados que se caracterizam por reações de degradação oxidante que tem com base destruir contaminantes resistentes a biodegradação. Esse tipo de tratamento tem sido empregado no pré-tratamento de processos biológicos (BOCCHIGLIERI, 2005).

Alguns autores apresentam diferentes formas para o tratamento do lixiviado, tais como: processos biológicos, tratamento combinado do esgoto com o lixiviado, tratamento físico-químicos e a tecnologia de membrana (RENOU et al., 2008).

O tratamento biológico nos lixiviados tem como objetivo principal controlar o ambiente para que os microrganismos tenham um desenvolvimento adequado. Os microrganismos tem o papel de modificar a matéria orgânica carbonácea coloidal dissolvida e compostos inorgânicos em tecidos novos ou em diversos gases (metano, gás carbônico e etc.) (WISZNIOWSKI, 2006).

O tratamento combinado do lixiviado com o esgoto doméstico já é praticado em diferentes países do mundo como uma forma de economizar e reduzir o custo operacional

do aterro. A agência de proteção ambiental americana (EPA) constatou que existem cerca de 2000 aterros de resíduos não-perigosos nos Estados Unidos e que apenas 800 desses aterros descartam o lixiviado combinado com o esgoto em ETE (EPA, 2000).

O tratamento combinado pode gerar problemas quanto aos interferentes que a adição do lixiviado combinado com esgoto pode originar nesse processo de tratamento. Existem dúvidas quanto aos interferentes determinados pela elevada concentração de substâncias poluidoras nessa combinação, especialmente compostos por substâncias recalcitrantes e micropoluentes orgânicos dos lixiviados (AZIZ, 2004).

O tratamento físico-químico é definido pelo acréscimo de produtos químicos nos lixiviados, esses produtos produzem uma remoção efetiva dos contaminantes, sendo que, na maior parte dos casos essa adição é seguida por processos físicos. Com isso, o tratamento físico sempre vem acompanhado pelo tratamento químico (QASIM; CHIANG, 1994).

O tratamento do lixiviado sempre apresenta algum processo físico-químico, tais como precipitação, coagulação-floculação, adsorção, oxidação química e arraste com ar (AZIZ, 2004).

A tecnologia com membrana destaca-se por ter característica parecida com o processo de filtração clássica onde as membranas apresentam tamanho de poros reduzidos se comparada às membranas de processos convencionais. As técnicas com membranas mais conhecidas são: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa, onde, o que difere uma membrana da outra é o tamanho dos poros (RODRIGUES, 2004).

A **Tabela 3.2** apresenta um resumo das várias técnicas utilizadas para o tratamento do lixiviado produzido em aterro sanitário.

Tabela 3.2- Técnicas de tratamento empregadas para tratar lixiviado

Processo de tratamento	Aplicação	Observação
Processos biológicos (Lodo ativado)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Podem ser necessários aditivos (anti-espumantes)
Processos biológicos (Reator Batelada Sequencial)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Similar a lodos ativados, somente é aplicável para vazões de operação não muito elevadas
Processos biológicos (Aeração prolongada)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer uma grande área
Processos biológicos (filtros percoladores, contactores biológicos rotativos)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Frequentemente utilizado para efluentes industriais similares ao lixiviado, porém não muito testados com lixiviados de aterros
Processos biológicos (nitrificação/desnitrificação)	Remoção de nitrogênio	A nitrificação/desnitrificação pode ocorrer simultaneamente com a degradação da matéria orgânica
Processos químicos (neutralização e precipitação)	Controle de pH, Remoção de metais e alguns ânions	De aplicação limitada para a maioria dos lixiviados, produz um lodo que pode requerer descarte como resíduo perigoso
Processos químicos (Oxidativos)	Remoção de compostos orgânicos e remoção de algumas espécies inorgânicas	Funciona melhor com resíduos diluídos, o uso de cloro pode provocar a formação de organo-clorados
Processos físico-químicos (Filtração)	Separação do material	Somente útil como processo de refino
Separação por vapor	Separação de compostos orgânicos voláteis	Alto custo energético; o vapor condensado requer tratamento adicional
Absorção	Remoção de compostos orgânicos e remoção de algumas espécies inorgânicas	Tecnologia aprovada; custos variáveis de acordo com lixiviado
Troca iônica	Remoção de substâncias e íons inorgânicos dissolvidos	Útil somente como processo de polimento
Evapotranspiração	Quando não se permite a descarga de lixiviados	O lodo resultante pode ser perigoso; é viável normalmente apenas em regiões áridas
Arraste por ar	Separação de amônia e compostos orgânicos voláteis	Pode requerer equipamento de controle da contaminação atmosférica

Fonte: Tchobanoglous et al(2001).

2.4 Tecnologias utilizadas para remoção de amônia

A amônia é uma molécula que em contato com o meio ambiente pode apresentar efeitos danosos devido a sua característica tóxica. Devido a isso foram realizados alguns estudos que buscaram técnicas para remoção da amônia de forma eficiente e com custos reduzidos. Na bibliografia científica são verificadas algumas técnicas que visam o tratamento do lixiviado, esse tratamento se baseia na sua forma e eficiência da remoção de compostos. Alguns ensaios preliminares foram realizados comprovando a baixa remoção de amônia em diversas técnicas. Entretanto, a utilização de filtros biológicos percolados na remoção da amônia teve grande eficiência em diminuir a taxa de amônia predominante (SILVA, 2002).

A amônia do lixiviado pode ser removida por arraste de ar, por cloração ou ainda por outros métodos prévios de remoção de metais (EDEN, 2001). A **Tabela 3.3** mostra a técnicas disponíveis para remoção da amônia.

Tabela 3.3- Tecnologias disponíveis para remoção da amônia em efluentes

PROCESSO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
ARRASTE DE AR	<ul style="list-style-type: none"> • Processo pode ser controlado de forma a obter taxas de remoção desejada; • Não apresenta sensibilidade às substâncias tóxicas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo sensível à temperatura requerendo controle da mesma; • Requer ajuste de pH
CLORAÇÃO	<ul style="list-style-type: none"> • Todo o nitrogênio em forma de amônia pode ser oxidado; • Requer pouco espaço físico. 	<ul style="list-style-type: none"> • Pode produzir valores altos de resíduos de cloro, tóxicos para organismos aquáticos; • Processo é sensível ao Ph.
TROCA IÔNICA	<ul style="list-style-type: none"> • Produz produtos aquosos recuperáveis; • Processo pode ser capaz de atingir padrões de descarte de nitrogênio amoniacal 	<ul style="list-style-type: none"> • Matéria orgânica pode provocar aderência à resina e diminuir sua capacidade de troca; • Elevada concentração de outros cátions pode reduzir a capacidade de remoção da amônia.

Fonte: EDEN (2001)

2.4.1 Tecnologia de arraste com ar (air stripping)

A técnica de arraste com ar “air stripping” é também conhecida como (dessorção) e pode ser definida como a retirada de componentes de uma mistura líquida com ajuda da passagem de um gás através do líquido, ou seja, ocorre a remoção de substâncias voláteis com apoio do gás que entra em contato direto com a solução. Essa técnica se caracteriza pela transferência de fases, que elimina substâncias do meio líquido para o meio gasoso (GOMIDE, 1983).

Uma característica eficiente do arraste de ar é a remoção de componentes orgânicos voláteis e de gases que se apresentam dissolvidos na água. A tecnologia de arraste de ar quando realizada com o uso de equipamentos fechados, possibilita a recuperação das substâncias voláteis retiradas através dessa técnica (QASIM; CHIANG, 1994). Essa tecnologia geralmente é aplicada na indústria química, na indústria do petróleo, petroquímica, alimentícia e em equipamentos de controle de poluição. Para a utilização do aparelho de arraste com ar no sistema deve observar-se uma variação de acordo com: as características do sistema tratado, natureza do soluto, grau de recuperação desejado, escala de operação, cinética do processo, flexibilidade desejada e fatores econômicos. O processo de arraste com ar (*air stripping*) foi definido como uma técnica que veio ao longo do tempo para modificar o processo de aeração simples utilizado para eliminação dos gases dissolvido nos lixiviados (METCALF; EDDY, 2003).

Nos lixiviados, ocorre a reação da amônia em meio aquoso, sendo assim, a amônia sofre dissociação iônica, dando origem ao íon amônio que fica em equilíbrio com a amônia, conforme apresentado na Equação 3.1.



A Equação 3.1, quando se encontra com o pH superior a 7, altera seu equilíbrio e desloca-se para a esquerda e o íon amônio (NH_4^+) se transforma em gás amônia. A transformação do íon amônio (NH_4^+) para gás amônia (NH_3), depende do pH e, quanto maior o seu valor, maior será a quantidade de amônia no lixiviado. Assim o deslocamento do equilíbrio da equação ocorre da direita para a esquerda.

No arraste com ar são observados a remoção de alguns gases, dentre os gases que sofrem ionização em meio aquoso merecem destaque: amônia (NH_3), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S) (METCALF; EDDY, 2003).

2.4.2 Fatores que influenciam no processo de arraste com ar em lixiviados

O processo de arraste com ar no lixiviado apresenta fatores que pode influenciar na eficiência de operação do sistema. Um desses fatores é a temperatura que tem um valor importante no funcionamento do arraste da amônia. Esse funcionamento pode ser alterado em temperaturas baixas quando, o sistema de arraste com ar opera com baixa eficiência. Temperaturas baixas exigem do sistema vazões de ar muito maiores. Em regiões frias pode ocorrer o congelamento do líquido no interior da torre, caso isso aconteça, a relação entre ar/líquido sofre mudança juntamente com a superfície de contato do ar com o lixiviado e através disso a eficiência do sistema cai significativamente. Se esse estudo for realizado em ambientes de clima frio, recomenda-se a instalação da torre em lugares aquecidos e em ambientes fechados (METCALF; EDDY, 2003).

A constante de Henry tem influência sobre a remoção da amônia no processo de arraste com ar e seu funcionamento varia em função da temperatura. A razão ($[\text{NH}_3]/[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]$), também tem influência sobre a remoção da amônia e pode alterar o valor do pH com relação a temperatura. A temperatura apresenta característica importante para determinação da constante K_a e do íon NH_4^+ (COLLIVIGNARELLI et al., 1998).

A medida de pH é considerada importante para remoção da amônia em processos de arraste com ar no lixiviado. A determinação do pH indica a concentração de íons hidrogênio de uma substância líquida. O pH pode determinar se o meio está ácido ou básico e tanto o meio básico quanto o ácido podem afetar alguns processos químicos e biológicos para um tipo determinado de tratamento (SILVA, 2002).

Os processos biológicos podem causar uma variação no pH através de reações que são observadas na parte líquida dos resíduos, essa variação não ocorre de forma livre, podendo ser acompanhada por outros processos (EHRIG, 1983).

A elevação do pH no lixiviado gera absorção de gás carbônico do ar, assim sendo, ocorre o aumento do carbonatos no lixiviado. Porém, o lixiviado por apresentar alta alcalinidade já presente em sua composição talvez impeça essa absorção de CO_2 , já que o sistema se encontra de forma saturada. No entanto, o sistema pode apresentar incrustações na tubulação e no material de recheio devido à precipitação de ferro e carbonato de cálcio. O pH e a característica da composição química utilizada para alcalinizar o lixiviado, são fatores que influenciam a incrustação no sistema como também: orientação do escoamento de ar, recirculação de lodo e das condições ambientais locais, não podendo ser determinado e previsto a incrustação (METCALF; EDDY, 1991)..

De acordo com Collivignarelli *et al* (1998), o pH utilizado com maior frequência no processo de arraste com ar é de aproximadamente de 10 a 10,5. Pelo fato, de que esses valores são responsáveis pela remoção da amônia com mais facilidade do lixiviado e que valores baixos de pH não removem uma quantidade significativa de amônia, enquanto que valores elevados eliminam mais facilmente a amônia pertencente ao lixiviado, mas a única desvantagem observada nesse processo é o grande consumo de alcalinizante para elevar o pH do lixiviado.

Um parâmetro considerado fundamental no processo de arraste com ar para remoção da amônia é a determinação da vazão. A vazão tem uma influência importante na remoção da amônia, pois quanto mais elevada à vazão de ar em contato com o meio líquido, menor será a pressão parcial de CO_2 e menor também será a fração molar de gás no líquido reduzindo assim sua solubilidade no meio e conseqüentemente vai ocorrer uma taxa de remoção de amônia maior (LIAO *et al.*, 1995).

2.5 Tratabilidade biológica do lixiviado

A tratabilidade biológica do lixiviado tem como principal fator a modificação dos elementos que compõem a parte orgânica do lixiviado em compostos estáveis, não putrescíveis, com remoção considerável dos valores de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal no lixiviado tratado. Um objetivo importante no tratamento do lixiviado é a decomposição da matéria orgânica biodegradável realizada de maneira adequada, e de forma eficaz podendo ser observada na natureza (PELCZAR et al., 1981).

Quando no lixiviado a razão DBO/DQO for maior que 0,4 podemos utilizar o tratamento biológico, nessas condições esse tipo de tratamento é eficiente e pode ser observada a diminuição da matéria orgânica biodegradável. Nessas condições o tratamento biológico é apresentado como mais efetivo que o físico-químico por apresentar uma razão DBO/DQO superior a 0,4 (QASIM; CHIANG, 1994).

No tratamento biológico a maior parte dos poluentes orgânicos biodegradáveis que são encontrados no lixiviado é metabolizada por processos aeróbios ou anaeróbios. O oxigênio, nitrito, nitrato, sulfato e dióxido de carbono são utilizados no tratamento biológico como aceptor de elétrons e os contaminantes orgânicos são definidos como fonte de energia (doador de elétrons). São observados nos processos aeróbios que o oxigênio é utilizado como aceptor de elétrons e nos processos anaeróbios sulfato ou dióxido de carbono é utilizado como aceptor de elétrons (MARTTINEM et al., 2002).

No tratamento do lixiviado são utilizadas técnicas para escolha da melhor tecnologia a ser empregada, esse tratamento pode ser definida após a determinação das características e da classificação da biodegradação do lixiviado. Os processos anaeróbios geralmente utilizam lagoas anaeróbias, reatores de fluxo ascendente ou fluxo horizontal e filtros biológicos anaeróbios. Já os processos aeróbios são observados em lagoas facultativas e aeróbias, lagoas aeradas, lodo ativado e suas variações e filtros biológicos aeróbios. O principal objetivo desse tratamento é a redução da matéria orgânica e em consequência, também remove nutrientes como nitrogênio e o fósforo (CASTILHOS Jr. et al., 2006).

A **Figura 3.3**, apresenta uma classificação de biodegradabilidade de efluentes.

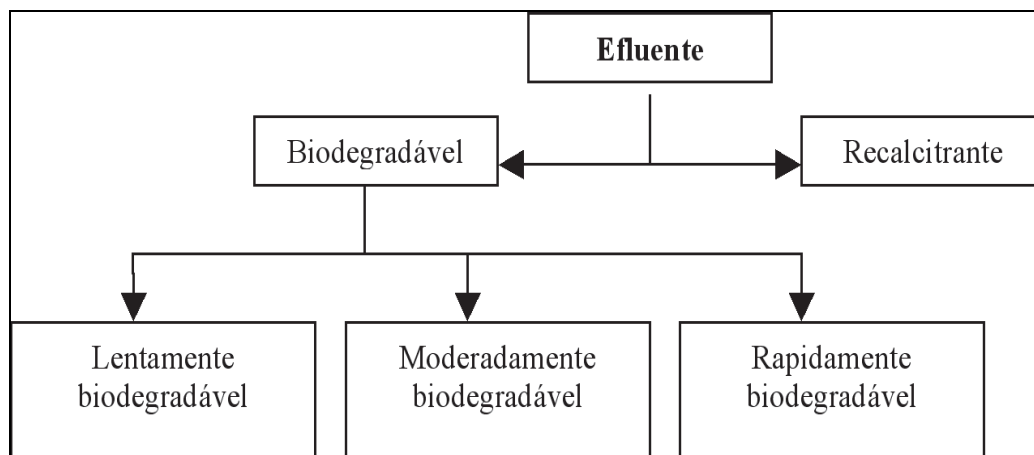


Figura 3.3: Classificação da biodegradabilidade no efluente
 Fonte: Moravia (2007)

No tratamento de lixiviados considerados novos é verificada uma ótima eficiência quando utilizados processos biológicos, pois esse processo apresenta em sua composição uma maior concentração de matéria orgânica biodegradável. De modo que, os lixiviados que são chamados de velhos possuem em sua composição baixa quantidade de matéria orgânica biodegradável. Esses lixiviados apresentam uma maior quantidade de compostos recalcitrantes, sendo normalmente tratado em conjunto com outros processos de tratamento, com o foco principal de aumentar a eficiência do sistema (RODRIGUES, 2004).

2.6 Fracionamento pelo processo de separação por membranas

O processo de separação por membranas vem ganhando uma aplicação com maior evidência em ambientes industriais e acadêmicos por apresentar baixo custo, eficiência e facilidade de manuseio. A seletividade da membrana é determinada como sendo um filme fino sólido que divide duas soluções e exerce uma força externamente. De acordo com sua característica de retenção, essa membrana age como barreira seletiva (Schneider; Tsutiya, 2001).

Os processos utilizando membranas sintéticas como barreira seletiva começaram a ser utilizados, na década de 1970, como complemento de processos clássicos de separação como: destilação, filtração, absorção, troca iônica, centrifugação, extração por solvente, cristalização e outros. As membranas sintéticas só foram geradas com o intuito de reproduzir as membranas naturais, entretanto, são observadas algumas restrições se compararmos as membranas sintéticas com as naturais, pois as membranas sintéticas

possuem características exclusivas de seletividade e permeabilidade (HABERT et al., 2006).

A seletividade da membrana se caracteriza pelo tamanho de seus poros e do material que faz parte da sua composição. Destacando-se os processos de separação por membranas consideradas importantes, tais como: Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e a Osmose inversa (OI). As técnicas de separação por membranas são especificados por apresentar membranas distintas com diâmetro de poros e tamanhos diferentes para cada um dos processos discutidos. Esses procedimentos são determinados por uma força chamada de força motriz que é indicado pelo diferencial de pressão entre as partes da membrana para realizar a separação esperada (OSTERGAARD, 1989, SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

O processo de fracionamento com membranas tem como objetivo a retenção de organismos patogênicos como, por exemplo: protozoários, bactérias e vírus, conforme indicado na **Tabela 3.4**.

Tabela 3.4- Potencial de remoção dos processos por membranas

Membrana	Porosidade	Material retido
Microfiltração	0,1 μ m-0,2 μ m	Protozoários, bactérias, vírus (maioria), partículas
Ultrafiltração	1.000-100.000Da	Material removido na MF+ Coloídes+ totalidade de vírus
Nanofiltração	200-1.000Da	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana
Osmose reversa	< 200Da	Íons, praticamente toda a matéria orgânica

Fonte: Schneider e Tsutiya, 2001

A microfiltração (MF) é uma técnica de separação por membranas que se assemelha com a filtração clássica, assim sendo, emprega membranas com diâmetro de poros entre 0,1 e 10 μ m (0,0001 e 0,01 mm). As membranas de MF apresentam diâmetro de poros maiores

se comparadas com o processo de UF e NF, as pressões aplicadas para o transporte são baixas, e não excedem 3 Bar. Nesse procedimento o material solúvel permeia a membrana que retém a totalidade dos materiais em suspensão e micro emulsão. Ocorre a retenção de aproximadamente 99,99% dos microrganismos pertencentes ao lixiviado bruto, gerando um lixiviado microfiltrado livre de sólidos (Schneider; Tsutiya, 2001).

A membrana de ultrafiltração (UF) apresenta a retenção de partículas com diâmetro de poros que varia entre 10 e 200 Å, sendo observado que a pressão osmótica não se altera devido às partículas retidas serem macromoléculas. Por isso, quando ocorre uma mudança da pressão hidrostática no processo de separação por membranas não é necessário apresentar uma pressão elevada, isso só é verificado na osmose inversa que varia entre 1 e 5 Bar (Schneider; Tsutiya, 2001).

As membranas de nanofiltração (NF) são caracterizadas por apresentarem diâmetro de poros muito pequenos da ordem de nanômetros. Na NF as pressões variam na faixa de 5 a 25 Bar, também pode variar de acordo com a pressão osmótica da solução a ser utilizada na operação. Essa técnica pode ser utilizada na dessulfatação da água do mar que é usada em poços de extração de petróleo, também pode ser aplicada na indústria de química fina (Schneider; Tsutiya, 2001).

2.7 Toxicidade do lixiviado

O lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos apresenta em sua composição química uma variabilidade representada pelos compostos orgânicos e inorgânicos que também podem ser encontrados em corpos hídricos e sua característica pode ser determinada pela realização de testes para obtenção de dados não obtidos pela simples caracterização físico-química. Essa necessidade para a determinação de compostos não identificados no lixiviado tem estimulado a prática de testes de toxicidade, complementando o diagnóstico necessário para se alcançar o controle mais amplo das fontes de poluição. Por meio dos testes de toxicidade define-se o caráter tóxico de uma substância química ou de uma mistura complexa, utilizando-se na avaliação organismos testes (HODGSON; LEVI, 1997).

Os processos de tratamento utilizados no lixiviado nem sempre garantem que o mesmo não apresente em sua composição substâncias tóxicas. Devido a isso se estabelece o controle da toxicidade do lixiviado, sendo possível seu lançamento quando há características compatíveis com as do corpo receptor. Dessa forma, assegura-se que o lixiviado não ocasione efeito tóxico de natureza aguda ou crônica observados em reações decorrente dos testes de toxicidade com organismos (ZAGATTO, 2000).

O grau de toxicidade é determinado pelo efeito tóxico de uma substância que pode ser representado pela dosagem ou concentração exposta a esse organismo que causará num dado intervalo de tempo efeitos que podem definir o tipo do teste de toxicidade a ser seguido (ZAGATTO, 2000).

2.7.1 Toxicidade aguda do lixiviado

A toxicidade aguda pode ser definida como uma resposta rápida e severa dos organismos utilizados em experimentos para avaliar o nível de substâncias tóxicas em um determinado tipo de efluente e em geral esse teste se manifesta em um intervalo de tempo de 0 a 96 horas. De maneira geral, a letalidade é a forma mais adequada de analisar a resposta dos organismos, quando expostos a um composto ou efluente durante um teste de toxicidade aguda, avalia-se assim sua mortalidade e o tempo que isso leva. Sendo observadas alterações rápidas no comportamento (forma de natação, distribuição na coluna de água, paralisação e letargia) (HODGSON; LEVI, 1997).

Essa letalidade para os ensaios de toxicidade pode ser indicada através dos parâmetros de dose administrada ou de uma concentração letal (DL50 ou CL50) que satisfaz a concentração que causa efeito de letalidade a 50% dos organismos testados. A toxicidade aguda é em geral a primeira avaliação feita a uma substância quando não se tem noção da origem e dos compostos que fazem parte de sua composição. Assim obtendo-se mais informações sobre a substância estudada (HODGSON; LEVI, 1997).

2.7.2 Toxicidade crônica do lixiviado

A toxicidade crônica pode ser definida como o efeito deletério notado quando ocorre um estímulo demorado ou contínuo sobre o organismo que fica submetido por um longo período de tempo a uma substância ou efluente, podendo incluir parte ou todo o ciclo de vida do organismo. Esses testes são bioensaios que se apresentam quando substâncias distintas entram em contato com os organismos testes, sendo expostos a diferentes concentrações por um determinado período de tempo. Nos organismos expostos são observados os efeitos biológicos advindos dos testes de toxicidade crônica, por meio desse teste observa-se uma mudança de comportamento como: falta de apetite, crescimento dos organismos, mudança no metabolismo, mudança na reprodução (diminuição na taxa de natalidade) e mutações ou morte dos organismos (LUZ, 1998).

A confiabilidade do efeito crônico do lixiviado no teste de toxicidade só deve ser verificada quando a toxicidade aguda não suprirem com exatidão a característica de uma substância que tenha seu efeito tóxico medida. Em decorrência do aumento dos ensaios de toxicidade com a utilização de compostos tóxicos, houve uma maior procura dos ensaios de toxicidade crônica por apresentar resultados mais concretos que a toxicidade aguda, pois se utiliza baixas concentrações de efluentes para os ensaios. Essa técnica é padronizada a cada dia e pode ocorrer a detecção da toxicidade de efluentes líquidos através dos organismos vivos. Os organismos de ambientes aquáticos apresentam uma sensibilidade diferente às propriedades tóxicas das substâncias químicas, pois essas substâncias podem bioacumular causando efeitos prejudiciais à população exposta (DEZOTTI, 2008).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Procedimento de coleta e preservação das amostras de lixiviado

O lixiviado foi coletado na central de tratamento - CTR de resíduos sólidos urbano localizado no município de Nova Iguaçu no estado do Rio de Janeiro. Foram coletadas duas amostras, sendo a primeira no dia 9 de julho de 2010 e a segunda no dia 7 de outubro de 2010. As amostras foram armazenadas em recipientes plásticos e preservadas sob 4^oC, assim que transferida para o Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) DESMA/UERJ.

3.2 Caracterização do lixiviado

A caracterização físico-química das amostras de lixiviado foi realizada de acordo com metodologias descritas em AWWA (APHA, 2005). A **Tabela 4.1** apresenta os parâmetros físico-químicos empregados como as respectivas metodologias.

Tabela 4.1: Parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização das amostras de lixiviado

Parâmetro	Unidade	Norma referente ao método de ensaio segundo AWWA (APHA, 2005)
pH	-	4500 H ⁺
Alcalinidade Total	mg de CaCO ₃ L ⁻¹	2320 (B)
Nitrogênio amoniacal	mg de N-NH ₃ L ⁻¹	4500 NH ₃ (F)
Condutividade	µS/cm	2510 (B)
Cloreto	mg de Cl ⁻ L ⁻¹	4500 Cl ⁻ (B)
DQO Bruta *	mg de O ₂ L ⁻¹	5220 (D)
DQO Filtrada **	mg de O ₂ L ⁻¹	5220 (D)
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹	2540 (C)
Sólidos suspensos voláteis	mg L ⁻¹	2540 (E)
Fósforo Total	mg de P L ⁻¹	4500 P (E)
DBO ₅	mg de O ₂ L ⁻¹	5210 (B)
COD	mg de C L ⁻¹	5310 (B)

*DQO do lixiviado “in natura”

**DQO do lixiviado filtrado em membrana de 0,45 µm

3.3 Remoção de amônia em coluna de “stripping”

3.3.1 Construção e operação da coluna de “stripping”

A coluna utilizada nos experimentos de remoção de amônia pelo processo de arraste com ar foi construída com uma tubulação de PVC série de esgoto. As **Figuras 4.1 e 4.2** apresentam as fotos da montagem da coluna de “stripping”.



Figura 4.1: Coluna de arraste com ar

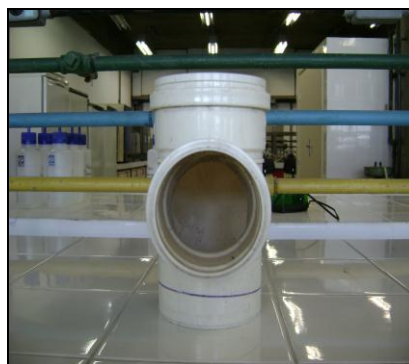


Figura 4.2: Tê sanitário

A construção da coluna de arraste com ar teve início com o uso de um tubo de PVC com diâmetro 100 mm e com o comprimento de 1 m. Na parte de baixo foi acoplado um Tê sanitário de 100x75 mm de dimensões e na parte superior desse Tê foi adaptada uma grelha (ralo de banheiro) de 100 mm como apresentado na **Figura 4.3**. Essa grelha tem como finalidade suportar o recheio e assim funcionar no sistema como um fundo falso. A parte inferior foi fechada com um Cap 100 mm, ao qual foi adaptado uma ponteira de torneira de plástico que permite a conexão de uma mangueira para que o lixiviado esorra por gravidade para dentro de um recipiente de plástico (**Figura 4.4**). Na extremidade lateral do Tê sanitário onde o ar é injetado, também foi fechado com um Cap de 100 mm, ao qual foi

adaptada uma ponteira de torneira para receber a mangueira vinda do compressor (WETZEL; WT-2,6/60).



Figura 4.3: Suporte do recheio

Figura 4.4: Cap adaptado a ponteira de torneira

Foi utilizado como recheio um material que consistiu em anéis feitos de polietileno corrugado apresentados na **Figura 4.5**, os mesmos usados para a passagem de fios em sistemas elétricos de (“conduites”) de linha popular, com tamanho de 2 cm. Cada anel foi cortado e acomodado no interior da coluna onde o recheio ocupou altura de 14 cm de acordo com a **Figura 4.6**. A escolha por este material foi com base em estudos apresentados na literatura (SOUTO, 2009).



Figura 4.5: Anéis de recheio



Figura 4.6: Acondicionamento do material de Recheio dentro da coluna

3.3.2 Funcionamento da coluna de “stripping”

O lixiviado era introduzido no interior da coluna através de um sistema de bombeamento com auxílio de uma bomba dosadora. O lixiviado passa pelo interior da coluna por gravidade até atingir o fundo sendo coletado em uma bombona de onde era recirculado repetidamente. Foram coletados volumes de 30 mL de amostra, nos tempos de 4, 5 e 6 horas. A bomba dosadora operou com uma vazão de $350 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. O ar era injetado na parte inferior da coluna em sentido contrário do fluxo do líquido. O ar foi produzido por um compressor (WETZEL; WT-2,6/60) e injetado na coluna com vazão de $100 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$. As **Figuras 4.7 e 4.8**, apresentam um esquema e uma foto da unidade. Em cada ensaio foi usado um volume de 9 L de lixiviado.

O pH do lixiviado foi ajustado para o valor de 11 com adição de carbonato de sódio (P.A). As amostras foram coletadas para a determinação das análises de pH, condutividade, nitrogênio amoniacal, DQO e COD.

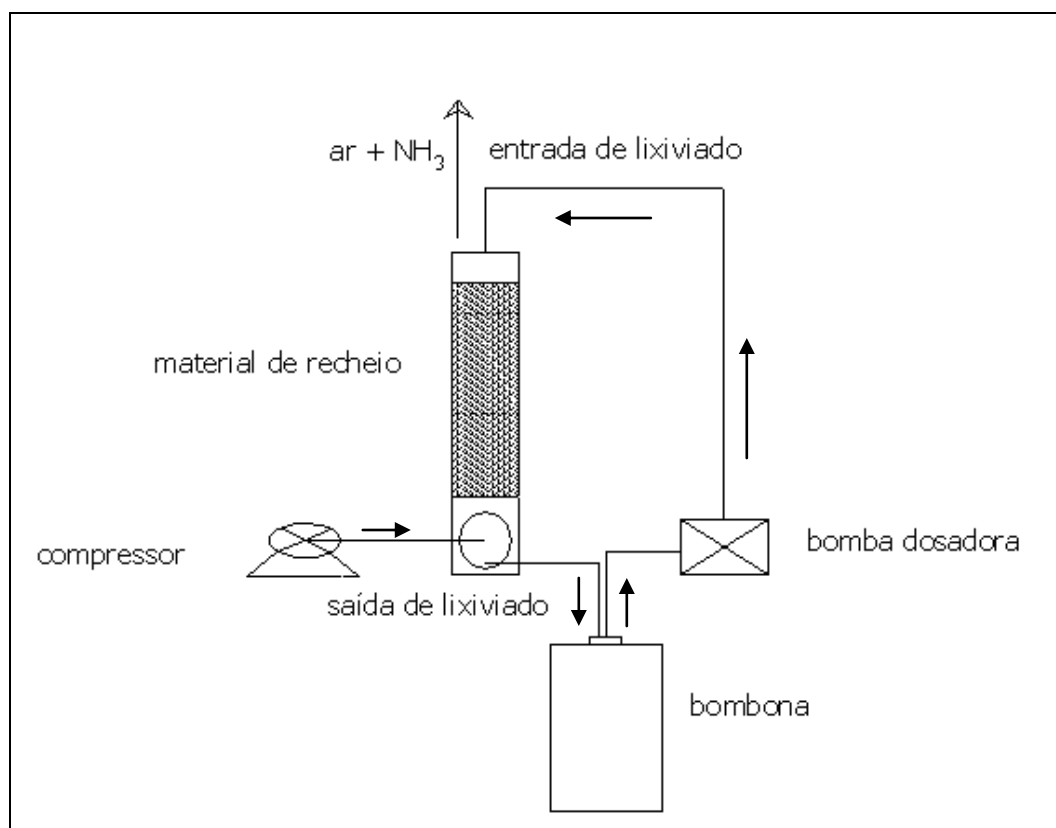


Figura 4.7: Esquema da coluna de arraste com ar

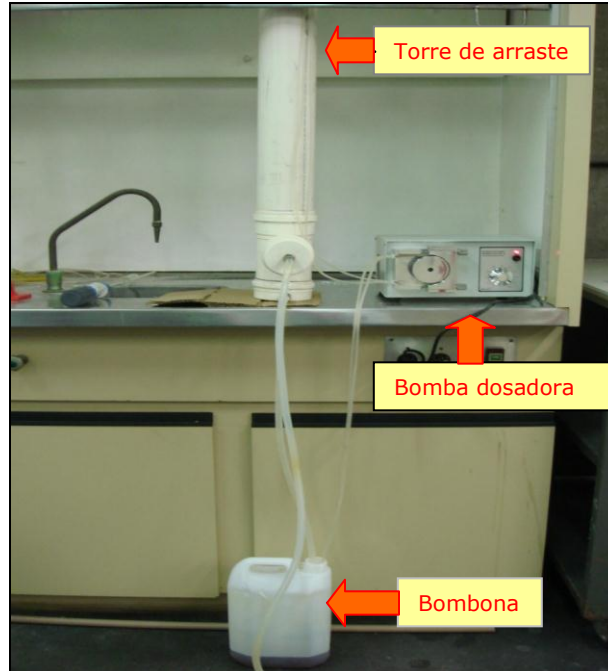


Figura 4.8: Foto da coluna de arraste com ar

3.4 Fracionamento do lixiviado pelo processo de separação por membrana

3.4.1 Equipamento

Os estudos de caracterização dos lixiviados foram desenvolvidos com base na determinação da distribuição de massa molecular dos compostos orgânicos presentes nos lixiviados utilizando-se a técnica de fracionamento das amostras pela separação por membranas de ultrafiltração e microfiltração e pela caracterização físico-química das amostras.

Para a obtenção das diferentes frações do lixiviado foram utilizadas membranas de diferentes cortes, sendo o corte de uma membrana definido como rejeição superior a 95% de um soluto padrão, de massa molecular conhecida. O fracionamento foi realizado em cascata, ou seja, o lixiviado primeiramente foi concentrado com uma membrana de maior corte, e o permeado passou a ser concentrado utilizando-se uma membrana de corte inferior ao da membrana anterior, e assim por diante. A **Figura 4.9** apresenta o esquema de fracionamento por membrana empregado.

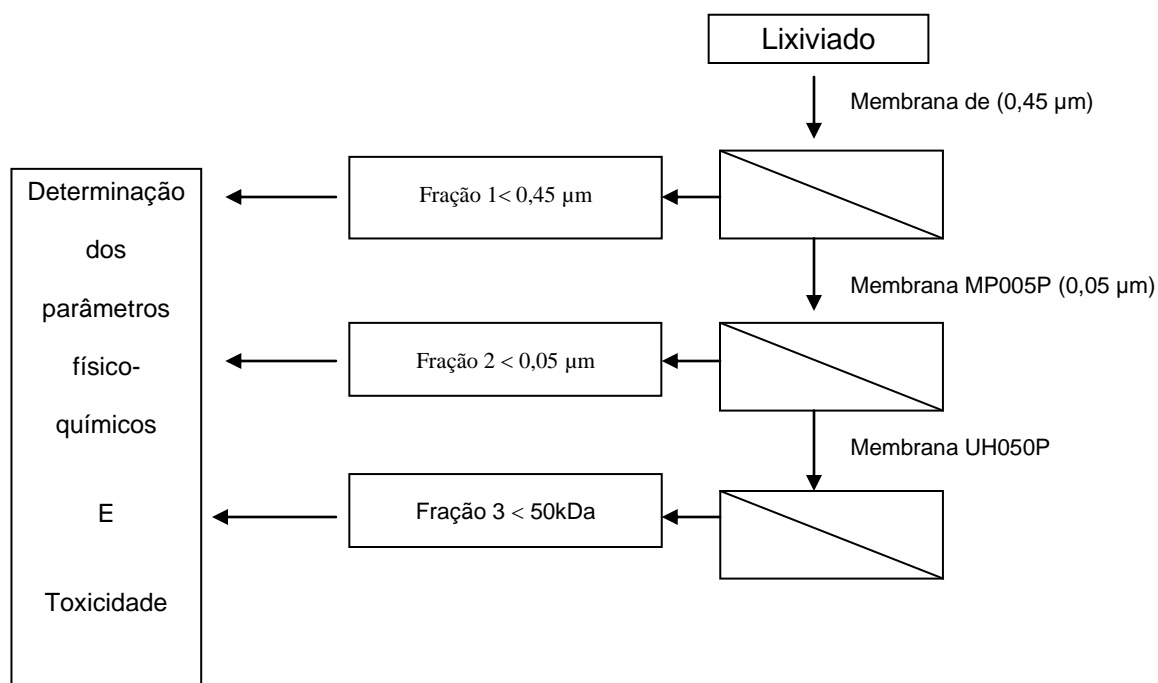


Figura 4.9. Esquema do fracionamento do lixiviado em diferentes massas moleculares, utilizando processos de separação com membranas.

O fracionamento por membrana foi realizado em um equipamento de Microfiltração/Ultrafiltração/Nanofiltração de bancada (PAM MEMBRANAS SELETIVAS) apresentada na **Figura 4.10**. O fracionamento foi operado em sistema de batelada.



Figura 4.10: Foto do equipamento de MF/UF/NF de bancada

Todas as amostras de lixiviado e as frações obtidas no fracionamento por membranas foram caracterizadas com base nos parâmetros físico-químicos: pH, nitrogênio amoniacal, DQO e COD. Logo após a determinação dos parâmetros físico-químicos das amostras, nos lixiviados fracionados nas membranas de MF e UF foram realizados ensaios de toxicidade com o *Danio rerio* de acordo com a metodologia descrita no item 4.6.

3.4.2 Preparação do equipamento

As membranas inicialmente foram lavadas com água deionizada, recirculando no equipamento por um tempo de 30 minutos. Antes do início da filtração a amostra foi recirculada no equipamento para eliminar qualquer resíduo de água deionizada que ainda estivesse no interior do equipamento de filtração.

3.4.3 Operação do equipamento

O lixiviado utilizado para separação por membranas foi inicialmente tratado no processo de arraste de ar, para a redução do nitrogênio amoniacal. A **Figura 4.11** mostra a coleta do permeado no equipamento de separação por membranas.



Figura 4.11: Coleta do permeado no equipamento de MF/UF/NF de bancada

Inicialmente, as amostras de lixiviado foram filtradas em membrana de vidro de $0,45\ \mu\text{m}$ de diâmetro de poro para reter o material particulado presente no lixiviado para não entupir as membranas de MF e UF. A amostra filtrada foi adicionada no tanque de alimentação para circular no equipamento, sendo utilizadas membranas de MF (MP005P, NADIR) com diâmetro dos poros de $0,05\ \mu\text{m}$ e de UF (UH050P, NADIR) com diâmetro dos poros de 50 kDa. O sistema de MF utilizou uma vazão de permeado de $0,13\ \text{mL/s}$ e uma pressão de 1,5 bar. O sistema de UF utilizou uma vazão de $0,31\ \text{mL/s}$ e uma pressão de 4 bar. Logo após a passagem do efluente na membrana de MF e UF, foi gerado um permeado coletado para determinação dos parâmetros físico-químicos: pH, nitrogênio amoniacal, condutividade, DQO, cloreto e COD.

3.5 Tratamento biológico do lixiviado

3.5.1 Etapa de aclimação

Para iniciar a etapa de aclimação da biomassa aeróbia foram utilizadas cinco provetas com capacidade de 1 litro. Todo o sistema foi aerado com o uso de cinco bombas de ar comprimido (modelo usado em aquários) que apresenta em sua extremidade um difusor de porcelana porosa adaptada. A aeração contínua foi suficiente para promover a mistura completa e fornecer a quantidade necessária de oxigênio. Nas provetas foram adicionados inicialmente volumes de 200 mL de biomassa e 800 mL de esgoto. A aclimação da biomassa foi realizada em bateladas de 24 horas, assim como o teste de tratabilidade biológica, variando-se a proporção lixiviado/ esgoto em cinco dias e no final de cada dia houve a troca do sobrenadante. Essa aclimação foi mantida à temperatura ambiente e protegido da luminosidade para, entre outros motivos evitar o crescimento de algas. A aclimação foi realizada com lixiviado bruto (alta concentração de amônia), lixiviado tratado por arraste de ar (baixa concentração de amônia) e com o lixiviado após o fracionamento pela técnica de separação por membranas. A **Figura 4.12** apresenta a foto da etapa de aclimação.

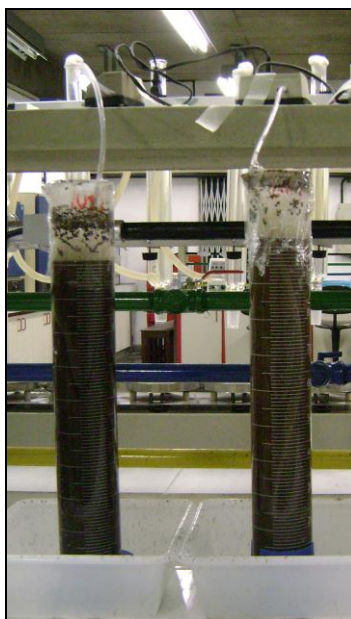


Figura 4.12: Foto da aclimação

O lodo biológico utilizado na aclimação foi coletado no tanque de aeração da unidade de lodos ativados de uma ETE localizada no município de Niterói. Em seguida foi

determinado em cada proveta o tipo de amostra que seria utilizada nos cinco ensaios conforme mostra o **Tabela 4.2**. Ao final de cada dia de aclimação, a aeração era interrompida para que ocorresse a decantação do lodo e a troca do sobrenadante. Logo após, uma nova alimentação com esgoto e lixiviado em proporções distintas era realizada.

Tabela 4.2: Ensaios de aclimação com amostras distintas

NÚMEROS DE ENSAIOS	PROVETAS	AMOSTRAS
1 ^o	1	Esgoto
2 ^o	2	Lixiviado bruto
3 ^o	3	Lixiviado após arraste de ar
4 ^o	4	Lixiviado fracionado na membrana de MF
5 ^o	5	Lixiviado fracionado na membrana de UF

No programa de alimentação para aclimação da biomassa houve uma mudança na quantidade de efluente utilizado por dia nos ensaios, aumentou-se o percentual de lixiviado de 20 % no primeiro dia para 40% no segundo dia e diminui o de esgoto de 80% para 60%. Esse processo foi o mesmo nos cinco dias de ensaios, ou seja, ocorreu uma diferença na alimentação após 24 horas de aeração. O **Tabela 4.3** ilustra o sistema usado na alimentação para aclimatar a biomassa.

Tabela 4.3 – Programa de alimentação para aclimação da biomassa

DIA	AMOSTRAS DE LIXIVIADO (%)	ESGOTO (%)
1 ^o	20	80
2 ^o	40	60
3 ^o	60	40
4 ^o	80	20
5 ^o	100	0

3.5.2 Ensaio de Tratabilidade Biológica

O aparato experimental utilizado no ensaio da tratabilidade biológica foi montado no Laboratório de engenharia sanitária (LES). Nos experimentos foram utilizados reatores em bateladas seqüenciais utilizando-se 5 reatores (provetas) com capacidade de 1000 mL operando em bateladas de 24 horas. Foram utilizados 5 compressores de ar tipo aerador de aquário, acoplados a pedras porosas instaladas no fundo do reator (provetas) para permitir a injeção de microbolhas de ar. A **Figura 4.13** ilustra o esquema do sistema usado no ensaio de tratabilidade biológica em batelada seqüencial.

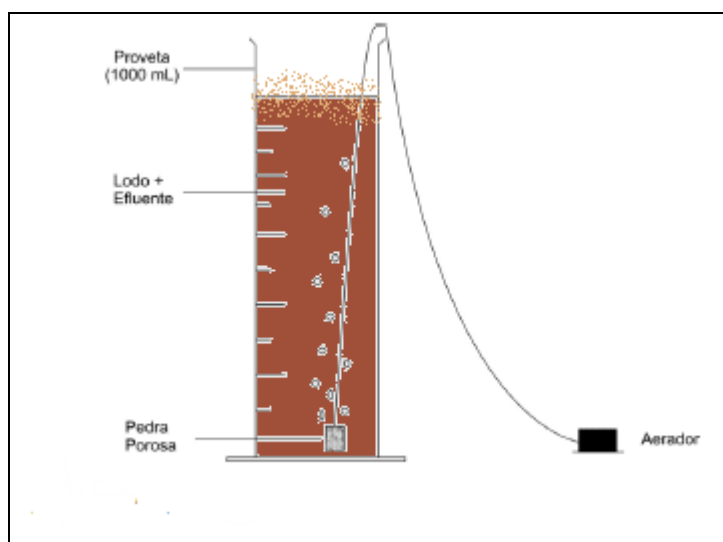


Figura 4.13: Aparato utilizado nos ensaios de tratabilidade biológica

O ensaio de tratabilidade biológica teve início com o uso de diferentes amostras: lixiviado bruto, lixiviado tratado pelo processo de arraste com ar (stripping) e amostras de lixiviado após fracionado pela técnica de separação por membranas (MF e UF). No tratamento biológico as amostras foram alimentadas em proporções diferentes de esgoto e amostra a cada 24 horas de aeração observadas na **Figura 4.14**. O processo de fracionamento de separação por membrana foi realizado após a remoção da amônia pelo processo de arraste de ar.



Figura 4.14: Foto das provetas no ensaio de tratabilidade biológica

Na primeira proveta foi adicionado o esgoto, na segunda proveta foi adicionado o lixiviado bruto, na terceira proveta foi adicionado o lixiviado tratado após remoção da amônia e nas outras duas provetas foram inseridos os lixiviados fracionados nas membranas de MF e UF. A primeira proveta foi utilizada para o ensaio em branco que é realizado com o lodo e esgoto, para que ocorra uma comparação com as outras amostras.

O percentual volumétrico inicial de lodo biológico utilizado para os testes foi de 20%, ou seja, foram usados 200 mL de lodo aclimatado em cada uma das cinco provetas. Na proveta 1, utilizou-se 200 mL de biomassa e 800 mL de esgoto em uma proveta de 1000 mL. No começo da aeração removeu-se 30 mL do sobrenadante para medir o SST e SSV. Na proveta 2, no primeiro dia utilizou-se 200 mL da biomassa e 800 mL de lixiviado bruto. Do segundo dia em diante foram adicionados 20%, 40%, 60%, 80% e 100% do lixiviado bruto, sendo o restante completado com esgoto para no final atingir o volume de 1000 mL. Na proveta 3, no primeiro dia utilizou-se 200 mL da biomassa e 800 mL de lixiviado após remoção de amônia. Do segundo dia em diante foram adicionados 20%, 40%, 60%, 80% e 100% do lixiviado tratado pelo processo de arraste de ar, sendo o restante completado com esgoto para no final atingir o volume de 1000 mL.

Na proveta 4, no primeiro dia utilizou-se 200 mL da biomassa e 800 mL de lixiviado fracionado na membrana de microfiltração. Do segundo dia em diante foram adicionados 20%, 40%, 60%, 80% e 100% do lixiviado filtrado na membrana de MF, sendo

o restante completado com esgoto para no final atingir o volume de 1000 ml. Na proveta 5, no primeiro dia utilizou-se 200 mL da biomassa e 800 mL de lixiviado fracionado na membrana de ultrafiltração. Do segundo dia em diante foram adicionados 20%, 40%, 60%, 80% e 100% do lixiviado filtrado na membrana de UF, sendo o restante completado com esgoto para no final atingir o volume de 1000 mL. O teste de tratabilidade biológica durou um período de 5 dias.

O teste foi realizado em bateladas de 24 horas e duração de cinco dias com aeração contínua. No último dia foram retiradas amostras de cada reator no “tempo inicial” do ensaio, e foram realizadas novas coletas nos tempos 2, 4, 6 e 24 horas. Sendo realizadas as medidas da DQO filtrada e COD para todas as amostras.

3.6 Ensaio de toxicidade

Os ensaios de toxicidade foram realizados com o objetivo de avaliar o efeito letal das amostras de lixiviado bruto, lixiviado após o processo de arraste de ar e de lixiviados fracionados na membrana de MF e UF após a remoção da amônia. Esse ensaio tem por objetivo, através de um método estático, determinar a concentração letal aguda causada por efluente líquido aplicado em organismo teste que são peixes da espécie *Danio rerio*. Este experimento foi realizado de acordo com a metodologia descrita na NBR 15088 (ABNT, 2004). A **Figura 4.15** ilustra a etapa de aclimação dos peixes *Danio rerio* para o ensaio de toxicidade.

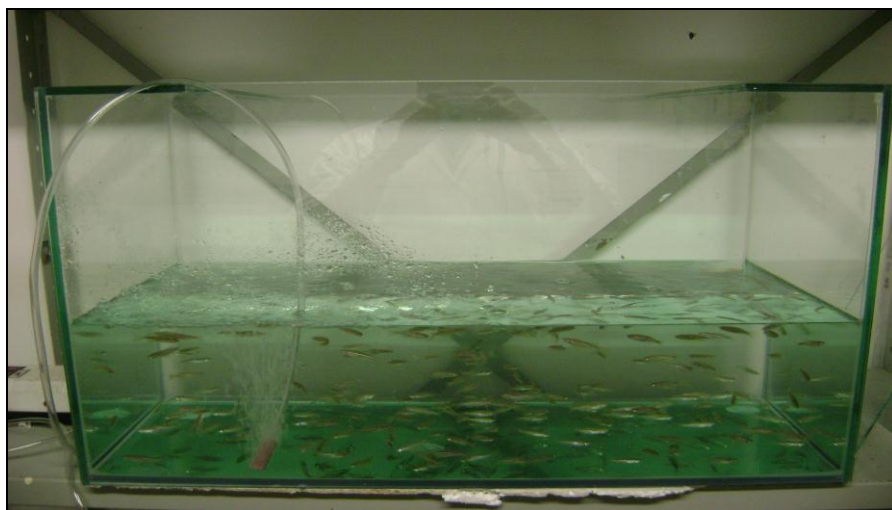


Figura 4.15: Foto da etapa de aclimação dos peixes *Danio rerio* para o ensaio de toxicidade

Os organismos teste utilizados no ensaio foram escolhidos considerando a disponibilidade e a viabilidade em cultivar os mesmos em laboratório com base nos estudos já existentes. Esse método consiste em colocar indivíduos jovens da espécie *Danio rerio* expostos a diferentes concentrações de amostras líquidas, sem que ocorra a renovação das soluções, por um período contínuo de 24 horas, sob condições controladas de temperatura, oxigênio dissolvido e fotoexposição.

Os organismos submetidos a esse teste são conhecidos por serem encontrados em ambiente de água doce, e são mais conhecidos vulgarmente como paulistinha ou peixe zebra. Esses peixes apresentam um comprimento aproximado na faixa de 30 a 35 mm. São facilmente adquiridos em piscicultura específica e sua adaptação em ambiente laboratorial é muito rápida, o fornecedor desses peixes está localizado no bairro de Jardim América- RJ, e possui capacitação técnica para fornecer estes organismos.

Os testes de toxicidade foram realizados com diferentes concentrações obtidas através da diluição da amostra com água reconstituída completando um volume total de 1000 mL em béqueres de 4000 mL. Para cada béquer foram adicionados 10 organismos teste e o resultado desse teste foi observado por um período de 24 horas. A **Figura 4.16** ilustra os ensaios de toxicidade com amostras diluídas de lixiviado.



Figura 4.16: Ensaio de toxicidade com amostras de lixiviado

No primeiro teste foram utilizados lixiviado bruto, lixiviado com redução de amônia e amostras de lixiviados fracionados na membrana de microfiltração e ultrafiltração (com ajuste de pH= 7). As concentrações de amostras utilizadas no teste foram: 100%, 50%, 25%, 12,5%, 6,25% e 3,125% além do controle.

Para obter o valor da CL50 foram realizados ensaios de toxicidade aguda submetidos a testes estatísticos empregando-se o método de ajuste Sperman-Karber, com intervalo de 95% de confiança.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização físico-química do lixiviado.

As características físico-químicas das amostras de lixiviado coletadas no aterro sanitário de Nova Iguaçu estão apresentadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1- Caracterização físico-química do lixiviado do aterro de Nova Iguaçu

Parâmetros	Unidade	Coleta 09/07/2010	Coleta 07/10/2010
pH	-	8,47	8,34
Alcalinidade Total	mg de CaCO ₃ L ⁻¹	5380	6687
Nitrogênio amoniacal	mg de N-NH ₃ L ⁻¹	802	1213
Condutividade	µS/cm	13,32	9.91
Cloreto	mg de Cl ⁻ L ⁻¹	2200	2611
DQO Bruto *	mg de O ₂ L ⁻¹	19190	17640
DQO Filtrada **	mg de O ₂ L ⁻¹	18950	17540
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹	60	120
Sólidos suspensos voláteis	mg L ⁻¹	40	60
Fósforo Total	mg de P L ⁻¹	4,8	8
COD	mg L ⁻¹	182,5	191,6
DBO ₅	mg de O ₂ L ⁻¹	490	570

*DQO do lixiviado “in natura”

**DQO do lixiviado filtrado em membrana de 0,45 µm.

Neste estudo, realizado com o lixiviado proveniente do aterro CTR de Nova Iguaçu ficou evidente as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, DQO e alcalinidade. De acordo com Moura (2008) um efluente que apresente uma concentração de nitrogênio amoniacal acima de 500 mg/L, junto com valores de DQO acima de 2000 mg/L e alta alcalinidade, pode ser considerado como de difícil tratamento por processo biológico, principalmente devido à alta toxicidade do nitrogênio amoniacal. Por este motivo existe a necessidade da remoção da amônia antes de um processo biológico, para que os microrganismos que degradam a matéria orgânica não tenham seu metabolismo afetado pelo efeito tóxico da amônia.

A baixa relação DBO_5/DQO em torno de 0,04 indica uma baixa biodegradabilidade do lixiviado. Esse valor é característico de aterro velho, onde a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada (AMARAL, 2008). Os altos valores de DQO e os baixos valores de COD demonstram que, no caso dos lixiviados de aterros de disposição de RSU, o parâmetro DQO não reflete somente a matéria orgânica presente no lixiviado. Demonstrando a grande contribuição dos compostos inorgânicos nesse parâmetro. Esse fato foi evidenciado em estudos apresentados na literatura (KYLEFORS et al., 2002).

Na literatura a razão DQO/DBO_5 fornece indicações sobre a biodegradabilidade de um efluente. Valores na faixa de 1,5 a 2,5 sugerem que os poluentes sejam em sua maioria biodegradáveis e valores superiores a 5 sugerem a presença de poluentes não-biodegradáveis. Um efluente que possui uma relação alta de DQO e baixa de DBO_5 pode ser de difícil degradabilidade, contendo substâncias recalcitrantes. Isso significa que um tratamento biológico pode não ser bem realizado em um efluente com essas condições (CAVALCANTI, 1993).

A Tabela 5.1 mostra que valores de COD, cerca de 10 vezes menores do que os valores da DQO filtrada. Demonstrando que no lixiviado estudado o teor de matéria orgânica é menor que o teor de substâncias inorgânicas. A razão DQO/COD do lixiviado apresentou um valor alto em torno de 9 isso evidencia que o efluente apresenta maior fração inorgânica. De acordo com Dezotti (2008) a razão DQO/COD pode variar muito de acordo com a composição do efluente. Para esgoto doméstico foi observada uma relação de 2,3 e quanto maior a relação DQO/COD maior a fração inorgânica no efluente.

Segundo Kylefors et al.(2002) o valor da DQO pode ser afetado pela matéria inorgânica encontrada no lixiviado e um quarto do valor DQO se origina a partir de substâncias inorgânicas.

APHA (2005) afirmam que o cloreto é o interferente mais comum na DQO. Ele pode tanto aumentar o valor da DQO ao ser oxidado pelo dicromato, quanto diminuir, ao reagir com a prata do catalisador e precipitar cloreto de prata, diminuindo a capacidade oxidativa do reagente. Segundo GRADY Jr et al., (1980) o alto valor do cloreto pode retardar ou inviabilizar os processos biológicos.

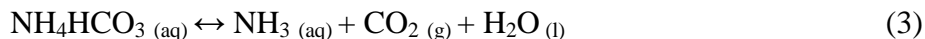
4.2 Remoção de amônia em coluna de “stripping”

Alguns autores relatam que a alcalinização prévia do lixiviado é uma medida que deve ser tomada a fim de que a amônia seja removida de forma efetiva no processo de arraste com ar (Renou et al., 2008). Segundo (Cheung et al., 1997; Renou et al., 2008 ; Souto, 2009), a elevação do pH favorece a retirada de amônia do meio líquido, devido ao deslocamento no equilíbrio químico da reação de amônia, formando amônia livre (gasosa) que facilita seu arraste do meio líquido para o ar.

Neste estudo, observou-se que rompido o tamponamento do lixiviado, que ocorreu em torno do pH=10, foi verificado uma elevação rápida do pH o que dificultou o ajuste dos valores de pH na faixa de 10 a 11. O efeito tampão pode causar problemas na operação da coluna de arraste de ar e a necessidade da utilização de uma quantidade elevada de carbonato de sódio (barrilha) para alcalinizar o lixiviado (FERRAZ, 2010).

Conforme mencionado por Souto (2009), quando o lixiviado não sofre alcalinização prévia, não impede que a amônia seja removida. Contudo, essa remoção da amônia leva um tempo muito maior quando comparado com o lixiviado já alcalinizado. Souto (2009) relatou em torres recheadas aeradas com o lixiviado já alcalinizado, operando com vazão de ar de 66 L.h^{-1} e vazão de líquido de 18 L.h^{-1} , Obteve remoções praticamente completas da amônia em 6 dias operação.

À medida que a amônia era removida do lixiviado já alcalinizado pH=11 foi observado que ao longo da operação o pH diminuía, pois ocorreu neste estudo o que já era esperado um decréscimo nos valores de pH (SOUTO, 2009). O comportamento do pH nessa situação pode ser explicado pela remoção de CO_2 , juntamente com amônia pelo gás de arraste no ar. Na literatura vários autores observaram essa situação em testes para remoção da amônia em lixiviados por coluna de arraste com ar (FERREIRA et al., 2007). Neste experimento pode ser observado o comportamento dos bicarbonatos e carbonatos, com o intuito de verificar as duas reações (Equações 1 e 2) que resultam na reação final (Equação 3) que libera NH_3 e CO_2 (CARDILLO, 2004; aput MOURA, 2008).



Na **Figura 5.2** observa-se uma clarificação do lixiviado tratado no processo de arraste com ar, ainda que não tenha se medido o parâmetro de cor, sua remoção é facilmente observada durante o processo de alcalinização e ao longo do processo foi observada a clarificação em relação ao lixiviado bruto e tratado pelo processo de arraste com ar. Estudos na literatura sugerem que a coloração escura do lixiviado estaria relacionada à presença de substâncias húmicas (FERRAZ, 2010).

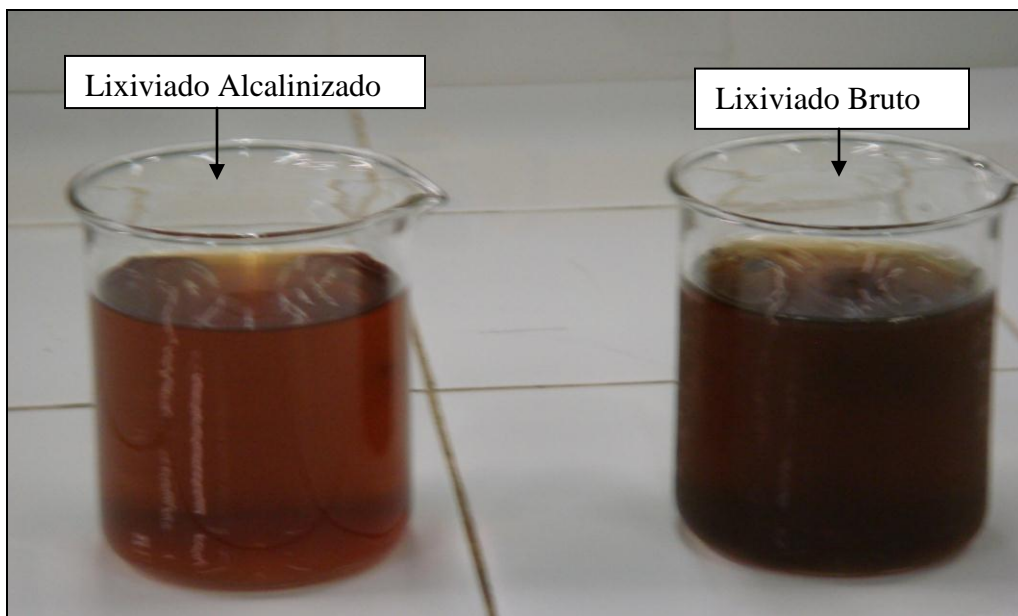


Figura 5.2- Foto do lixiviado bruto com pH igual 8 e alcalinização com carbonato de sódio com pH igual a 11.

Pode ser constata em algumas pesquisas realizadas sobre a remoção da amônia em torres recheadas já citada na literatura, que em todos os trabalhos foi observada uma clarificação do lixiviado com alcalinização prévia (Cheung et al., 1997; Renou et al., 2008 ; Souto, 2009).

Nessa etapa do estudo a remoção da amônia foi avaliada dentro das seguintes condições: vazão de ar igual a 100 L h^{-1} , vazão do lixiviado de 350 mL min^{-1} e tempo total de remoção igual a 6 horas.

A Figura 5.3 apresenta os resultados da remoção de amônia do lixiviado bruto no período de 6 horas de operação da coluna de arraste com ar. Na Figura 5.3, observa-se que após 6 horas de tratamento, a concentração de nitrogênio amoniacal foi reduzida de 1213 mg L^{-1} para $79,3 \text{ mg L}^{-1}$, alcançando uma eficiência média de remoção de 93,5%.

De acordo com Collivignarelli et al.(1998), em alguns de seus experimentos, quando o pH foi elevado de 8,5 para 10,5 a eficiência do processo aumentou de 14% para 46%. O aumento do pH para 12 permitiu atingir uma eficiência de 50%, esse aumento na eficiência, segundo o autor, não foi significativo em comparação ao aumento do consumo de alcalinizante que foi 30%.

Os resultados analíticos confirmam que a alcalinização presente no lixiviado é predominantemente bicarbonácea e de que o nitrogênio amoniacal está quase todo associado a carbonatos e bicarbonatos (CARDILLO, 2004; apud MOURA, 2008).

No presente trabalho não foi estudada a influência da temperatura na remoção da amônia, mas segundo Collivignarelli et al., (1998) a eficiência da remoção de amônia atingida em seus experimentos foi maior, mesmo com baixas vazões de ar, isso porque foi mantida a temperatura elevada em torno de 40°C .

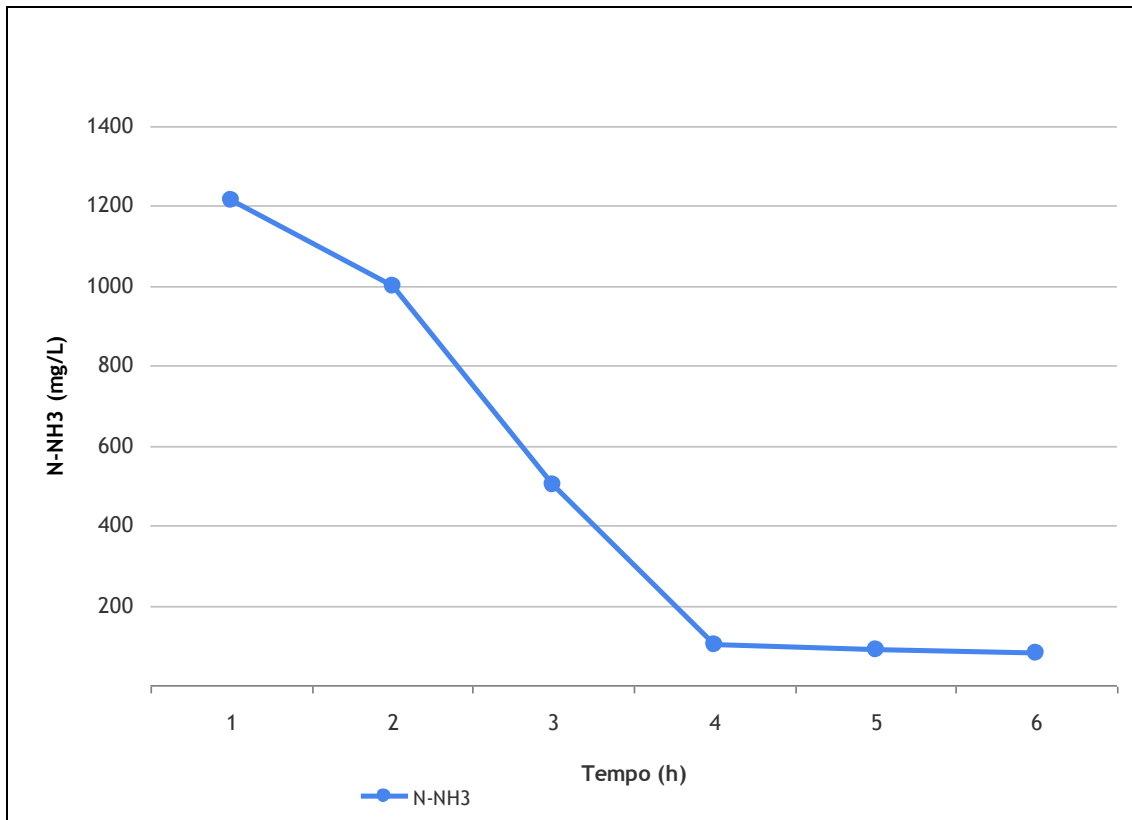


Figura 5.3- Valores de remoção de amônia nos períodos de 6 horas de operação da coluna de arraste de ar.

A necessidade da redução da concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado vai proporcionar na próxima etapa melhores aplicações para o tratamento biológico na remoção do material carbonáceo. No tratamento biológico aeróbio, o nitrogênio amoniacal pode ser utilizado pelas bactérias de duas formas. Na degradação de matéria orgânica equivalente ao consumo de DQO (relação DQO:N:P = 100:5:1) e na nitrificação através da oxidação da amônia em nitrato (FRANCO, 2009).

A Figura 5.4 apresenta o resultado da concentração da COD no período de 6 horas de operação da coluna de arraste de ar. Nela, observa-se uma redução nos valores do COD, essa redução pode ter ocorrido devido à aeração da coluna de arraste de ar. Essa aeração possivelmente removeu o carbono orgânico volátil.

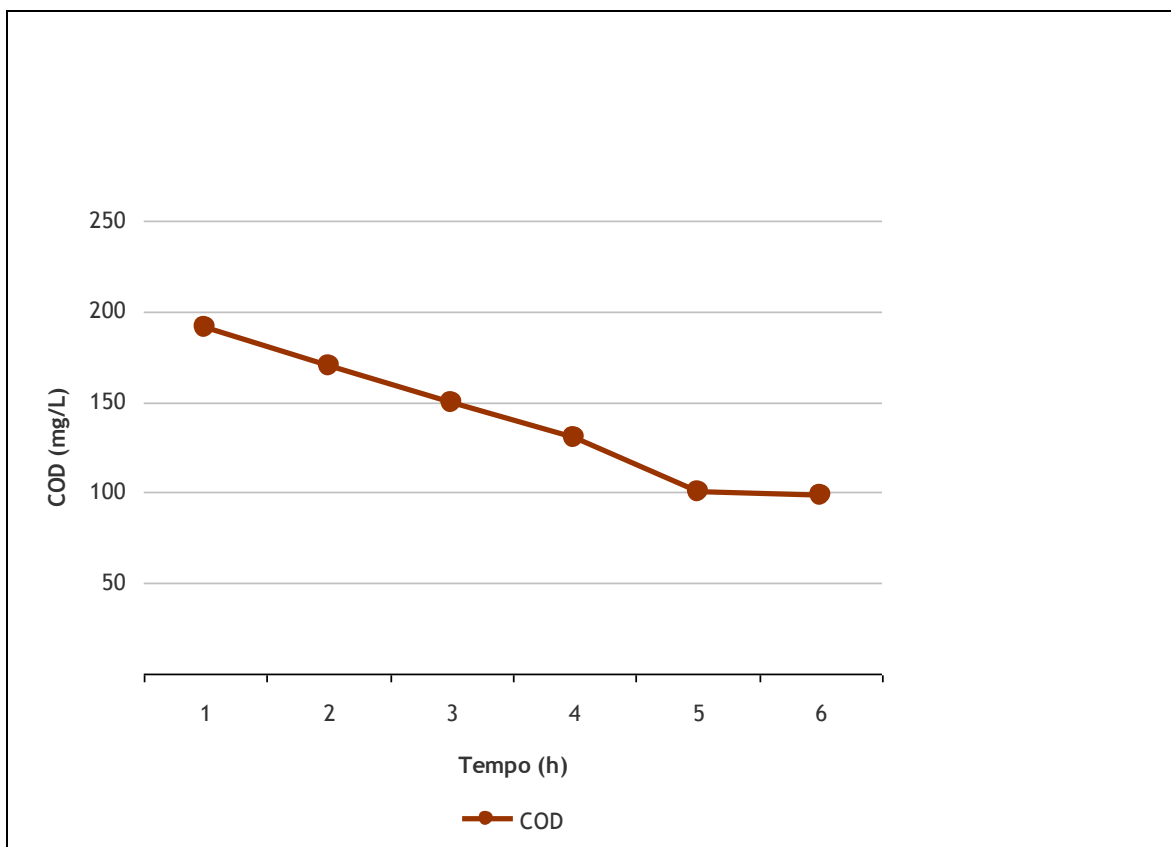


Figura 5.4- Resultado da concentração de COD no período de 6 horas de operação da coluna de arraste de ar

Na **Tabela 5.2** são apresentados os resultados da caracterização do lixiviado tratado no processo de arraste com ar e do lixiviado bruto. Os dados do lixiviado tratado são referentes aos tratamentos realizados em condições normais de temperatura e pressão: temperatura de 25°C , pressão de 1 atm e vazão de ar igual a 100 L h^{-1} . Nesses resultados foram observadas mudanças significativas da caracterização do lixiviado bruto e tratado. Um aumento significativo da condutividade e do valor da DQO, isso ocorreu provavelmente devido à quantidade de carbonato de sódio usada no experimento. Enquanto o nitrogênio amoniacal do lixiviado diminui a condutividade aumenta, isso se deve a utilização do carbonato de sódio (Na_2CO_3), utilizado para alcalinizar o lixiviado.

Tabela 5.2- Resultados da Caracterização físico-química do lixiviado bruto e tratado pelo processo de arraste de ar.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	Lixiviado Tratado pelo processo de arraste de ar
pH	8,34	11
Nitrogênio amoniacal (mg de N-NH ₃ /L)	1213	79,3
Condutividade (µS/cm)	9,91	71,2
DQO (mg de O ₂ /L)	17640	30620
Cloreto (mg/L de Cl ⁻)	2200	2611
COD (mg/L)	191,6	102

O valor da DQO aumentou com relação ao lixiviado bruto e tratado no processo de arraste de ar, possivelmente devido ao carbonato utilizado na alcalinização do lixiviado sendo o carbonato uma espécie inorgânica.

4.3 Fracionamento do lixiviado pelo processo de separação por membranas

Os ensaios de fracionamento do lixiviado pelo processo de separação com membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) foram realizados após a remoção da amônia em torre recheada. Na Tabela 5.3 são apresentados os resultados da caracterização físico-química do lixiviado bruto, tratado no processo de arraste de ar e processo de separação por membranas. No fracionamento as membranas de microfiltração e ultrafiltração com diâmetro de poros de 0,05 µm e 50 kDa. Observa-se que os valores da caracterização físico-química permaneceram praticamente constantes à medida que o efluente foi permeando por membranas de poros mais fechados, como ilustrado na **Tabela 5.3.**

Tabela 5.3 Caracterização físico-química do lixiviado bruto, tratado no processo de arraste de ar e fracionado na MF e UF com diâmetro de poros de 0,05 μm e 50 kDa

Parâmetros	Lixiviado Bruto	Lixiviado Tratado no processo de arraste de ar	Lixiviado na MF Fração < 0,05 μm	Lixiviado na UF Fração < 50kDa
pH	8,34	11	8,55	8,99
Nitrogênio amoniacal (mg de N-NH ₃ L ⁻¹)	1213	79,3	78,9	78,7
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	9,91	71,2	62,9	60,8
DQO (mg de O ₂ L ⁻¹)	17640	30620	14390	14120
Cloreto (mg de Cl ⁻ L ⁻¹)	2200	2611	2611	2611
COD (mg L ⁻¹)	191,6	190	189	188

Nos lixiviados fracionados nas membranas de MF e UF que apresentam diâmetros de poros de 0,05 μm e 50 kDa. A redução do valor da DQO está relacionada com alcalinização do lixiviado utilizando o carbonato de sódio para remoção da amônia, possivelmente o carbonato de sódio foi medido na análise de DQO como matéria inorgânica aumentando seu valor, e logo após o fracionamento com as membranas houve uma redução no valor da DQO ficando evidenciando a retenção de material inorgânico que apresente membranas com diâmetros de poros menores que as partículas inorgânicas presente nos lixiviados (AMARAL, 2009).

Na Tabela 5.3, pode ser observado que o valor da DQO do lixiviado fracionado teve seu valor reduzido, possivelmente ocorreu à retenção nas membranas de MF e UF do material em suspensão utilizado para alcalinizar o lixiviado.

Nos lixiviados fracionados nas membranas de MF e UF que apresentam diâmetros de poros de 0,05 μm e 50 kDa, os resultados da concentração de COD se mantiveram praticamente sem alteração, isso possivelmente ocorreu devido ao material dissolvido presente no lixiviado apresentar tamanho das moléculas menores que os diâmetros dos poros das membranas de MF e UF.

Após o fracionamento por separação de membranas das amostras de lixiviado foram realizados ensaios de tratabilidade biológica.

4.4 Resultados do ensaio de tratabilidade biológica

Antes do início dos ensaios de tratabilidade foram realizadas aclimações da misturas de esgoto com lixiviado bruto, lixiviado tratado no processo de arraste de ar e lixiviados fracionados nas membranas de MF e UF do Aterro de Nova Iguaçu nas seguintes proporções: 20%, 40%, 60%, 80% e 100%. Os ensaios de tratabilidade biológica tiveram início com o uso de 100% das amostras com o acompanhamento dos valores de DQO e COD por 24 horas. As amostras utilizadas nos ensaios de tratabilidade biológica foram: lixiviado bruto, lixiviado tratado pelo processo de arraste com ar (stripping) e amostras de lixiviado depois de fracionado pela técnica de separação por membranas, sendo utilizadas nesse estudo as membranas de MF e UF. A caracterização físico-química das amostras está apresentada na **Tabela 5.4**.

Tabela 5.4 - Caracterização físico-química das amostras utilizadas nos ensaios de tratabilidade biológica

Parâmetros	Unidade	Esgoto bruto	Esgoto + Lixiviado bruto	Esgoto + Lixiviado "stripping"	Esgoto + Lixiviado (MF)	Esgoto + Lixiviado (UF)
pH	-	7,1	7,4	7,6	7,7	7,5
Nitrogênio amoniacal	mg de N-NH ₃ L ⁻¹	30	1213	79	21	16
DQO	mg de O ₂ L ⁻¹	129	1712	1672	1606	1306
COD	mg L ⁻¹	11,3	112	457	372	364

Na Tabela 5.5 são apresentados os valores nos tempos 0 e 24 horas de DQO e COD nos ensaios de tratabilidade biológica.

Tabela 5.5- Resultado inicial (tempo zero) e final (tempo de 24 horas) da DQO e COD nos ensaios de tratabilidade biológica.

AMOSTRAS	DQO (mg de O ₂ /L) t=0	DQO (mg de O ₂ /L) t=24h	Remoção DQO (%)	COD (mg de C/L) t=0	COD (mg de C/L) T=24h
1-Esgoto	129	21	83,8	11,3	10
2-Lixiviado bruto	1712	1494	12,8	112,5	747
3-Lixiviado após arraste de ar	1672	1362	18,6	457	681
4-Lixiviado fracionado na membrana de MF	1606	1402	12,8	372	701
5-Lixiviado fracionado na membrana de UF	1306	1172	10,3	364	586

Os resultados apresentados na Tabela 5.5, demonstram que os valores de DQO após o tratamento biológico não apresentaram variações consideráveis, isso pode estar relacionado à presença de compostos recalcitrantes em lixiviados considerados de aterros antigos. Também houve um aumento considerável nos valores de COD, pois devido ao tempo elevado de tratamento biológico pode ter provavelmente ocorrido lise celular.

Este fato ocorre porque em um processo de degradação em aterros, os valores de DBO₅ na fase metanogênica diminuem enquanto os valores de DQO continuam relativamente elevados indicando uma menor biodegradabilidade do lixiviado. Isso explica a alta recalcitrância de lixiviados de formação antiga e a pouca eficiência no seu tratamento por meio de processos biológicos.

No período de 24 h, as análises de DQO indicaram uma redução de 84% para amostra do esgoto bruto da ETE de Icarai. Para as misturas de lixiviado e esgoto das amostras de lixiviado bruto, lixiviado tratado pelo processo de arraste com ar (stripping) e amostras de lixiviado depois de fracionado pela técnica de separação por membranas, as reduções dos valores de DQO foram de 13, 19, 14 e 1%, respectivamente. O acompanhamento dos valores de DQO ao longo do tempo está apresentado na Figura 5.7.

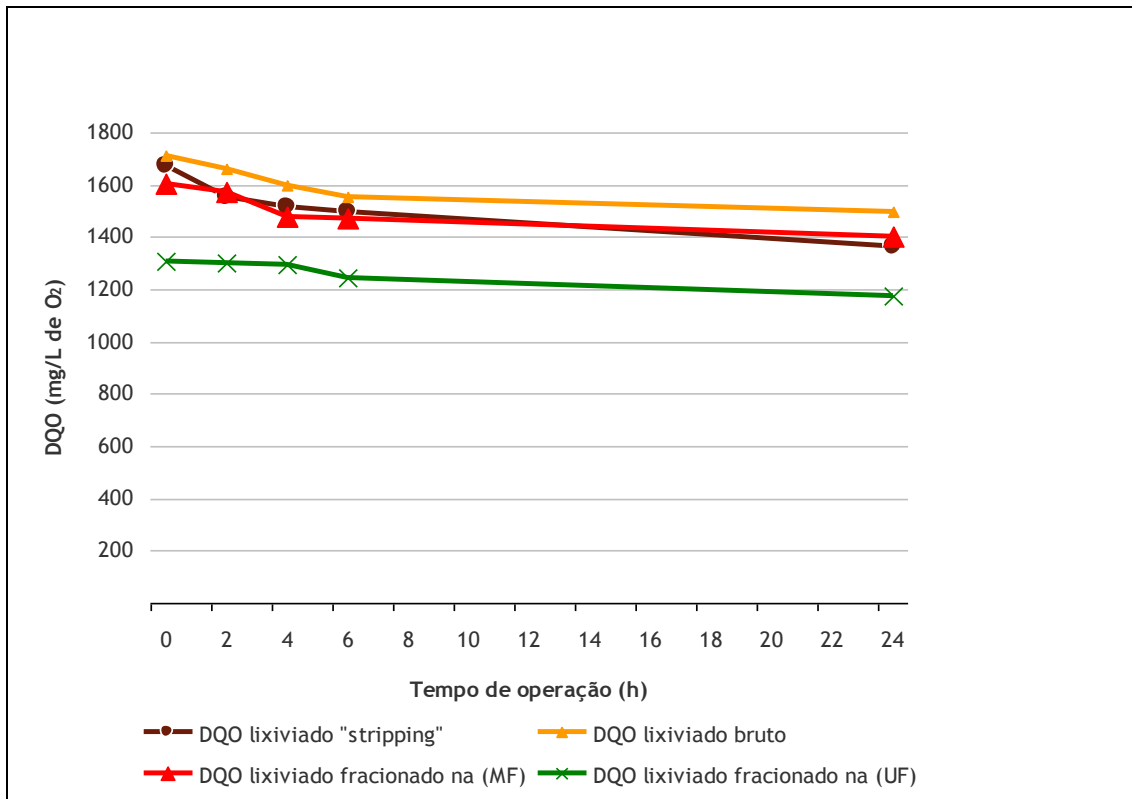


Figura 5.7- Resultados dos valores de DQO nos ensaios de tratabilidade biológica

Embora haja variações nas concentrações de DQO observam-se menor variação entre o período de 7 e 24 h, que pode ser em função do término da degradação da matéria orgânica de fácil assimilação pelas bactérias, o que resultaria na degradação mais lenta dos demais compostos orgânicos.

Na Figura 5.8 estão apresentados os resultados dos valores de COD obtidos nos ensaios de tratabilidade biológica.

Os valores de COD foram monitorados nos ensaios de tratabilidade biológica das seguintes amostras de: lixiviado bruto, lixiviado tratado pelo processo de arraste com ar (stripping) e amostras de lixiviado depois de fracionado pela técnica de separação por membranas MF e UF. Os resultados mostram que houve um aumento nos valores de COD.

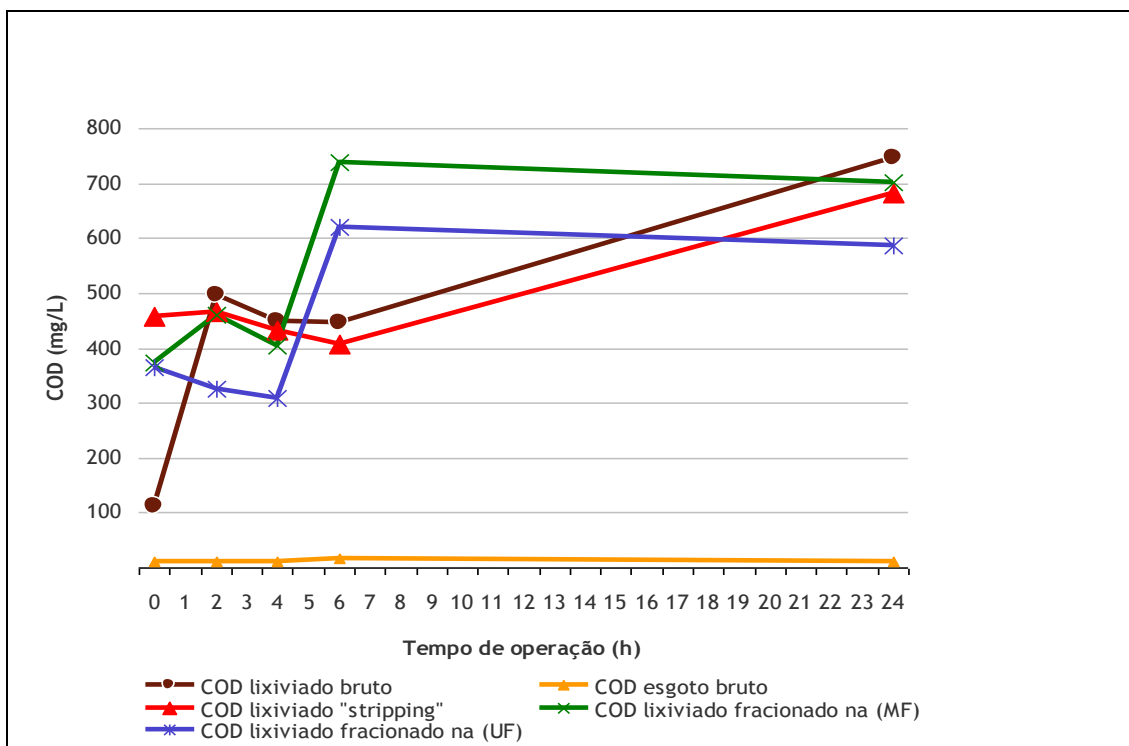


Figura 5.8- Resultados dos valores de COD nos ensaios de tratabilidade biológica.

Nos resultados de COD houve variações entre o período de 6 e 24 h que pode está associado ao aumento do decaimento endógeno e lise celular. Observa-se que quanto maior a concentração de lodo mais rápido ocorre a lise celular dos microrganismos envolvidos. Para o esgoto bruto o resultado ficou praticamente constante, pois não houve remoção significativa de matéria orgânica; no lixiviado bruto alcançou um aumento de 41% com uma concentração final no efluente de 747 mg/L; No lixiviado após remoção de amônia alcançou um aumento de 41% com uma concentração final de 681 mg/L; lixiviado fracionado na membrana de MF alcançou um aumento de 53 % com uma concentração final de 701 mg/L, lixiviado fracionado na membrana de UF alcançou um aumento de 62% com uma concentração final de 586 mg/L.

Comparando o perfil das curvas sob condições aeróbias fica evidente o metabolismo mais rápido dos microrganismos aeróbios, o que é mostrado com o decaimento mais acentuado nas primeiras horas para os ensaios sob condições aeróbias. Observa-se também que o metabolismo aeróbio apresenta maior produção de SMPs (produtos da lise), visto que o incremento de COD observado a partir do ponto de mínimo é maior para tal condição, concordando com os resultados obtidos por BOERO et al. (1991), GERMILI et al. (1993) e KUO et al. (1996).

A Operação nos ensaios de tratabilidade biológica gerou uma concentração de SSV inicial (tempo zero) em torno de 3726 mg/L e teve rápido decaimento em um período de 24h. Após o decaimento, o sistema manteve os valores de SSV em torno de 3540 mg/L. Esse resultado indica que houve possivelmente a morte dos microrganismos, devido ao meio tóxico do lixiviado acarretando a diminuição dos valores do SSV.

Os valores de SST na biomassa do tratamento não foram avaliados em termos de percentuais de remoção, visto que o SST é composto principalmente por matéria orgânica e micro-organismos, a análise do SST foi realizada após a decantação da biomassa. Após os ensaios de tratabilidade biológica, o valor da concentração de SST na biomassa do reator foi de 6380 mg/L na fase inicial (tempo zero). Ademais, foi verificado o valor final (tempo de 24 horas) de 5710 mg/L. observou-se que houve uma redução da biomassa.

4.5 Ensaio de Toxicidade

Na avaliação da toxicidade os testes foram realizados no lixiviado bruto e no lixiviado após passar pelos vários processos estudados. Esses resultados avaliaram o efeito da concentração letal do lixiviado bruto, do lixiviado após o processo de arraste de ar e dos lixiviados fracionados na membrana de MF e UF após a remoção da amônia.

Segundo Castilhos Jr. et al. (2006), o lixiviado apresenta em sua composição altas concentrações de nitrogênio amoniacal e por isso ocorrem alguns problemas. Os lixiviados quando apresentam altas concentrações de nitrogênio amoniacal, descartados em cursos de águas sem um prévio tratamento, podem estimular o crescimento de algas, a queda de oxigênio dissolvido, além de serem tóxicos ao meio. Nesse estudo a concentração de nitrogênio amoniacal foi reduzida para verificar sua influencia na toxicidade dos lixiviados.

A Tabela 5.6 apresenta os resultados dos ensaios toxicidade.

Tabela 5.6- Resultados do ensaio de toxicidade no período de 24 horas utilizando organismos *Danio rerio*.

Concentração (%)	Lixiviado Bruto	Lixiviado após remoção de amônia	Lixiviado após remoção de amônia e MF	Lixiviado após remoção de amônia e UF
CL 50 (%)	2,1	4,7	5,9	17,6

Os resultados apresentados na tabela 5.6 indicam valores CL50 condição de letalidade crescente de acordo com o processo de tratamento utilizado. Quanto maior a concentração de CL50 menos tóxico é o lixiviado.

Moura (2008) avaliou o efeito da toxicidade do lixiviado bruto, obtendo como resultado uma concentração CL50 de 2,1% indicando semelhança com os resultados obtidos no presente trabalho. Também pode ser observada uma igualdade nos resultados da toxicidade do lixiviado bruto de outros aterros estudados como, por exemplo, os resultados de toxicidade do lixiviado bruto no aterro metropolitano de Gramacho no município de Duque de Caxias-RJ.

A NT-213.R-4 determina que não é permitido o lançamento de efluentes líquidos em qualquer corpo receptor, com o número de unidade de toxicidade ($UT=100/CENO$) superior a 8, obtido em testes de toxicidade aguda realizado com os peixes *Danio rerio*, onde CENO é a maior concentração de efeito não observado em 10% dos organismos.

A Tabela 5.7 apresenta os resultados de UT nos ensaios de toxicidade com *Danio rerio*.

Tabela 5.7- Resultados de UT nos ensaios de toxicidade aguda.

TIPOS DE TRATAMENTOS	UT
Lixiviado bruto (sem tratamento)	32
Lixiviado com remoção de amônia com arraste de ar	16
Lixiviado fracionado na MF	8
Lixiviado fracionado na UF	4

Os valores de UT apresentados na Tabela 5.7 indicam que quanto maior o valor do UT maior a toxicidade. Nesses resultados são observados que o lixiviado bruto que apresenta UT= 32 é mais tóxico que o lixiviado tratado com remoção de amônia e os lixiviados fracionados nas membranas de MF e UF por apresentar maior valor de UT.

5 CONCLUSÃO

O presente trabalho apresentou resultados de eficiente remoção do nitrogênio amoniacal nos experimentos realizados durante de 6 horas de operação com injeção de ar contínua com vazão de 100 L.h^{-1} , e pH 11. A remoção da amônia alcançada foi em torno de 93,5%. Essa redução da concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado vai proporcionar na próxima etapa melhores aplicações para o tratamento biológico aeróbio, que está de acordo com a relação (DQO:N:P = 100:5:1).

Os resultados no fracionamento pelo processo de separação por membranas apresentaram nas membranas de MF e UF uma remoção significativa nos valores de DQO em torno de 50% para as duas membranas, isso ocorreu devido ao tamanho dos poros das membranas que retiveram matéria inorgânica presente no lixiviado após remoção de nitrogênio amoniacal pelo processo de arraste por ar. Os valores do COD mantiveram praticamente sem alteração, isso ocorre devido ao material dissolvido no efluente possuir tamanho de suas moléculas menores que os diâmetros dos poros das membranas de MF e UF utilizadas.

Os ensaios de tratabilidade de certo modo confirmaram a pouca possibilidade de tratamento biológico aeróbio para o lixiviado utilizado nos experimentos com características de lixiviado velho. Os resultados dos ensaios de tratabilidade mostraram que não houve uma remoção significativa de matéria orgânica além de baixos valores de remoção da DQO. O COD apresentou um aumento significativo em todas as amostras analisadas, possivelmente devido à lise celular dos microrganismos.

Nos testes de toxicidade foi constatada a elevada toxicidade do lixiviado bruto. Também foi possível observar que a remoção do nitrogênio amoniacal reduziu significativamente a toxicidade aguda do efluente. Do mesmo modo, houve redução da toxicidade após os processos de filtração por membrana.

Novos estudos de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos devem ser realizados para que se consolide a tecnologia para utilização nos sistemas de tratamento, inclusive considerando a possibilidade de recuperação da amônia visando uma eventual redução nos custos operacionais.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. New York: 21th ed., 2005.

AMARAL, M.C.S. et al. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. 13 – No I – jan/mar 2008.

AMARAL, M.C.S. Tratamento de efluente de branqueamento de pasta celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator de membrana. Tese de Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 339p., 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR-884-9*. Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos, 1985.

BARNES, D.; BLISS, P.J. Biological control of nitrogen in wastewater treatment. London: E. e F.N. Spon Ltd, 1983. 146 p.

BIDONE F., POVINELLI J. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos : EESC/USP; 1999.

BOERO, V.J.; ECKENFELDER, Jr. W.W.; BOWERS, A.R. Soluble microbial product formation in biological systems. *Water Science and Technology*, v.23, p. 1067-1076, 1991.

BOCCHICLIERI. M.M. A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós- Graduação em Saúde Pública. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução no397 - Altera o inciso II do § 4 e a Tabela X do § 5, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial [da União]*, Brasília, 3 de abril de 2008.

COLLIVIGNARELLI, C; BERTANZA, G; BALDI, M. et al. Ammonia stripping from MSW landfill leachate in bubble reactors: process modeling and optimization. *Waste Management e Research*, v. 16, pp. 455-466, 1998.

CARDILLO, J. C; Alcalinidade total e equilíbrio bicarbonatos/carbonatos no stripping com ar do nitrogênio amoniacal contido no percolado de aterros sanitários. relatório técnico aquapro engenheiros associados S/C LTDA, 2004.

CASTILHO Jr, A. B; PESSIN, N; FERNANDES, F. et al. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Prosab-2006.

CHEN, K. Y.; BOWERMAN, F.R. Mechanisms of leachate formation in sanitary landfills. In: YEN, T.F. (Ed). Recycling and disposal of solid wastes: industrial, agricultural, domestic. Ann Arbor science publishers, Inc, 1994. Cap. 12, p. 349-367.

CHEUNG K. C.; CHU L. M.; WONG M. H.; Ammonia Stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate. Water, Air and Soil Pollution, vol. 94, n. 1-2. p.209-221, 1997.

CHRISTENSEN, T. H., COSSU, R. *Basic processes in landfills*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p.II-1 – II-20.

DEZOTTI, Márcia. Processo e técnica para o controle ambiental de efluentes líquidos. 1ed. Rio de Janeiro, 2008.

EDEN, R. Removal of ammonia from leachate in hong kong. 2001. Organics Ltd, the Barclay centre, university of warwich science park, Coventry, CV4 7EZ, united hingdom, Disponível em: www.organics.com. Acesso em: 06 set. 2011.

EHRIG, Hans Jürgen. *Co-treatment in Domestic Sewage Facilities*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management And Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. XI-1 - XI- 10.

GRADY, C.P.L.; KIRSCH,E.J.; KOCZWARA, M.K.; TRGOVCICH, B.; WATT, R.D. Molecular weigth distributions in activated sludge effluents. *Water Research*, v.18, n.2, p. 239-246, 1984.

GOMES, Luciana Paulo (Coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. 5 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 362 p.

FARQUHAR, G.J; ROVERS, F.A. Gas production during refuse decomposition. Water, air and soil pollution, v. 2, n. 4, p. 483-495, 1973.

FERREIRA, C.F.A; MORAVIA, W.G; AMARAL, M.C.S; LANGE, L.C; VON SPERLING, M. implantação de um sistema de filtro anaeróbio e lagoas de polimento no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Congresso Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 24., 2007.

FRANCO, Raquel Simões Oliveira. Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto. – 2009. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia ambiental). Universidade Estadual do Rio de Janeiro.

FERRAZ, Fernanda de Matos. Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários – 2010. Dissertação (Mestrado na Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.

GARCÍA, H.; RICO, J.; GARCÍA, P.; Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35⁰ C. bioresource technology, Elsevier science Ltda, 1997. V. 58.

GOMIDE, R. Operações Unitárias. 1. ed. São Paulo: CBL, 1983.

HABERT, A.C.; BORGES, C.P.; NOBREGA, R. Escola Piloto em Engenharia Química: *Processos de separação com membranas*. Programa de Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2006.

HODGSON. E; LEVI, P. *A Textbook of Modern Toxicology - 2ed*. Appleton & Lange, 1997.

JOKELA, J. P. Y; KETTUNEN, R. H; SORMUNEN, K. M; RINTALA, J. A. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water research*, v. 36, pp. 4079-4087, 2002.

KYLEFORS, K; ECKE, H; LAGERKVIST, A. Accuracy of cod test for landfill leachates. Div. of Waste Science and Technology *Water, Air, and Soil Pollution* **146**: 153–169, 2002. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – *PNSB* – 2000. IBGE, 2008.

LIAO, P. H.; CHEN, A.; LO, K. V. Removal of nitrogen from swine manure wastewaters by ammonia stripping. *Bioresource technology*, v. 54, pp. 17-20, 1995.

LIBÂNIO, P.A.C. Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume. 156 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 2002.

LIMA, L.M.Q. Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterros sanitários. 242 p. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP, 1988.

LUZ, L. B. D. “Estudo da toxicidade de percolados de aterro sanitário”, tech. rep., setembro 1998.

MARTTINEN, S.K., KETTUNEN, R.H., SORMUNEN, K.M., SOIMASUO, R.M., RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v.46, n.6, p.851-858, 2002.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 3.ed. New York: McGraw - Hill Book, 1991.

METCALF e EDDY, Inc. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4^a ed. International edition. Revisada por TCHOBANOGLOUS, G.; BUTRON, F.L.; STENSEL, H.D. New York: McGraw-Hill, 2003. 819 p. (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering).

MORAVIA, W.G. Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas. 161 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 2007.

MOURA, Denise Adelina Guimarães. Remoção de Amônia por Arraste de ar de Lixiviados de Aterro Sanitários- 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, Porto Alegre, RS. 2000.

PELCZAR, M., REID, R., CHAN, E. C. S., “Microbiologia das Águas Domésticas e dos Esgotos Residenciais”, *Micribiologica*, capítulo 37, v. 2, editora Mcgraw – Hill do Brasil, 1981.

POHLAND, F.G.; HAPER, S.R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Hazardous Waste Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, 1985. 165 p. (U.S. EPA Cooperative agreement, Georgia tech project E-20-G01).

QASIM, S; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate. Editora technomic publishing company, inc: Lancaster, USA, 1994.

RENOU, S; GIVAUDAN, J.G; DIRASSOUYAN, F; MOULIN, P. Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. V. 150, p 468-493, 2008.

RODRIGUES, F. S. F. Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de lixiviado com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. 2004. 79 p. dissertação de mestrado – coordenação dos programas de pós-graduação em engenharia, universidade federal do rio de janeiro, rio de janeiro.

RUSSELL, J.B. *Química geral*. 2 vol. São Paulo: makron books, 1268 p. 1994.

SILVA, A. C. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado*. Dissertação de Mestrado. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

SOUTO, G.D.B. Lixiviados de Aterros Sanitários Brasileiros – Estudo de Remoção do Nitrogênio Amoniacal por Processo de Arraste de Ar (“stripping”). 2009. 371 p. Tese de Doutorado, Programa de pós-graduação da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Carlos 2009.

SCHALCH, V. Produção e características do chorume em processo de decomposição do lixo urbano. São Carlos, 1984. 103 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso*. 1.ed. – São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 234p., 2001.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Gestión integral de residuos sólidos*, 1 ed, vol 1-2. Madri: Mc Graw-Hill, Inc, 1994 *apud* SILVA, Alessandra Cristina. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado*. Dissertação de Mestrado. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill International Editions, 1993.

USEPA- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Summary Review of Health Effects Associated with Ammonia- Health Issue Assessment. EPA/006/8=89/052F. U.S Environmental Protection Agency, 1989. 62p.

ZAGATTO, P. A. “Ecotoxicologia e desenvolvimento sustentável: Perspectivas para o século xxi”, in *Encontro de Ecotoxicologia, Mini Curso: Ecotoxicologia Aquática*, São Carlos-SP, Brasil, 2000.

**ANEXO A- Caracterização Físico-Química do Lixiviado do Aterro de Nova Iguaçu
Fracionado nas Membranas de MF/UF/NF no período de 7/06/2010 a 12/10/2010.**

Parâmetros	Unidade	Lixiviado bruto	Lixiviado filtrado na membrana de 0,45 μm	Lixiviado fracionado na membrana de MF	Lixiviado fracionado na membrana de UF	Lixiviado fracionado na membrana de NF
pH	-	8,47	8,46	8,83	8,86	8,97
Alcalinidade Total	mg de $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$	5380	5000	4764	4300	3220
Nitrogênio amoniacoal	mg de N- $\text{NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$	802	639	615	578	466
Condutividade	$\mu\text{S/cm}$	13,32	13,03	12,22	11,13	8,94
Cloreto	mg de $\text{Cl} \cdot \text{L}^{-1}$	2200	1120	1013	940	820
DQO Bruto *	mg de $\text{O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$	1919	954	852	692	294
DQO Filtrada **	mg de $\text{O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$	1895	950	850	690	290
Sólidos suspensos totais	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	60	-	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	40	-	-	-	-
Fósforo Total	mg de P. L^{-1}	4,8	4,5	4,2	3,2	1,1
COD	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	182,5	180	179	175	174
DBO ₅	mg de $\text{O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$	49	48	45	44	43

ANEXO B- Gráficos Referentes aos Valores Encontrados no Tratamento do Lixiviado com Remoção de Amônia por Arraste com Ar e Caracterização por Fracionamento com Membranas de MF e UF no período de 5/07/2010 a 6/12/2010.

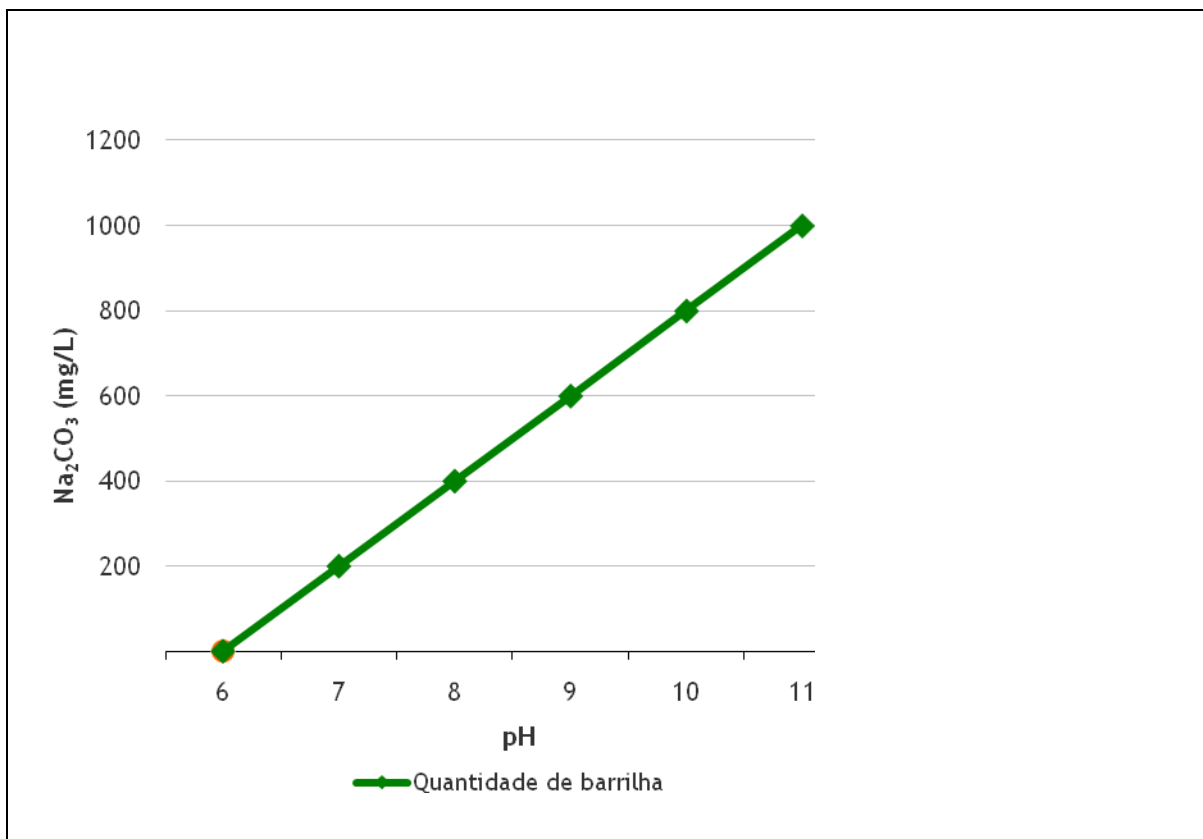


Figura B1- Quantidade de barrilha utilizada para alcalinizar o pH do lixiviado no processo de arraste com ar

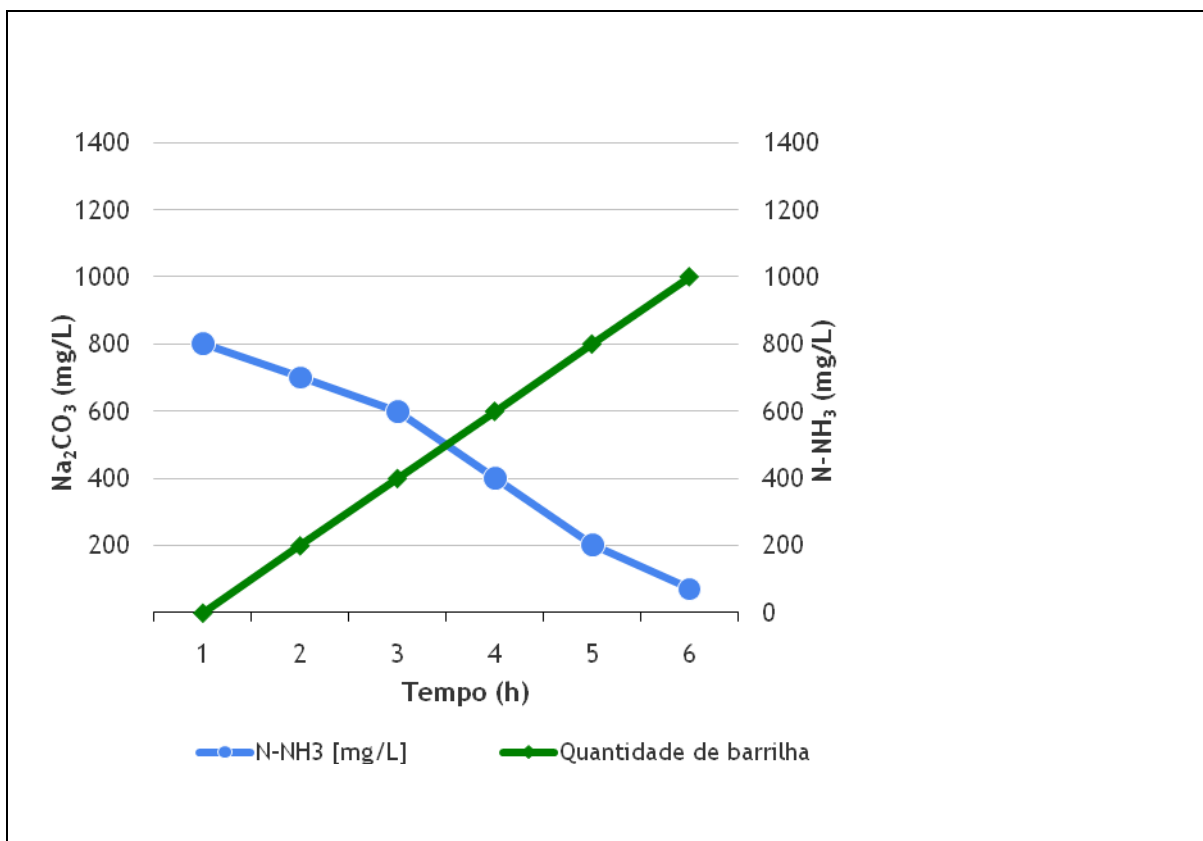


Figura B2- Valores de nitrogênio amoniacal com relação à quantidade de barrilha utilizada para alcalinizar o lixiviado no processo de arraste com ar

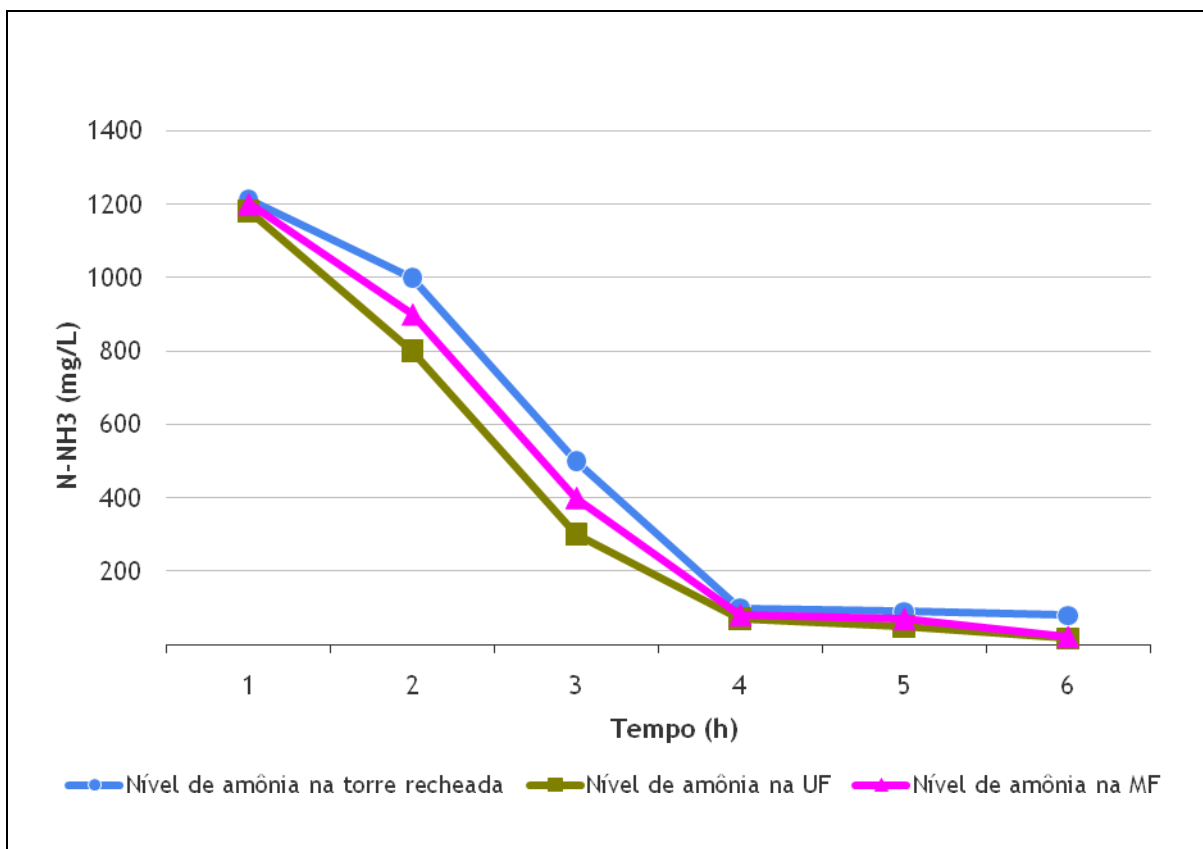


Figura B3- Resultados do nitrogênio amoniacal utilizado no processo de arraste com ar e fracionamento com as membranas de MF e UF

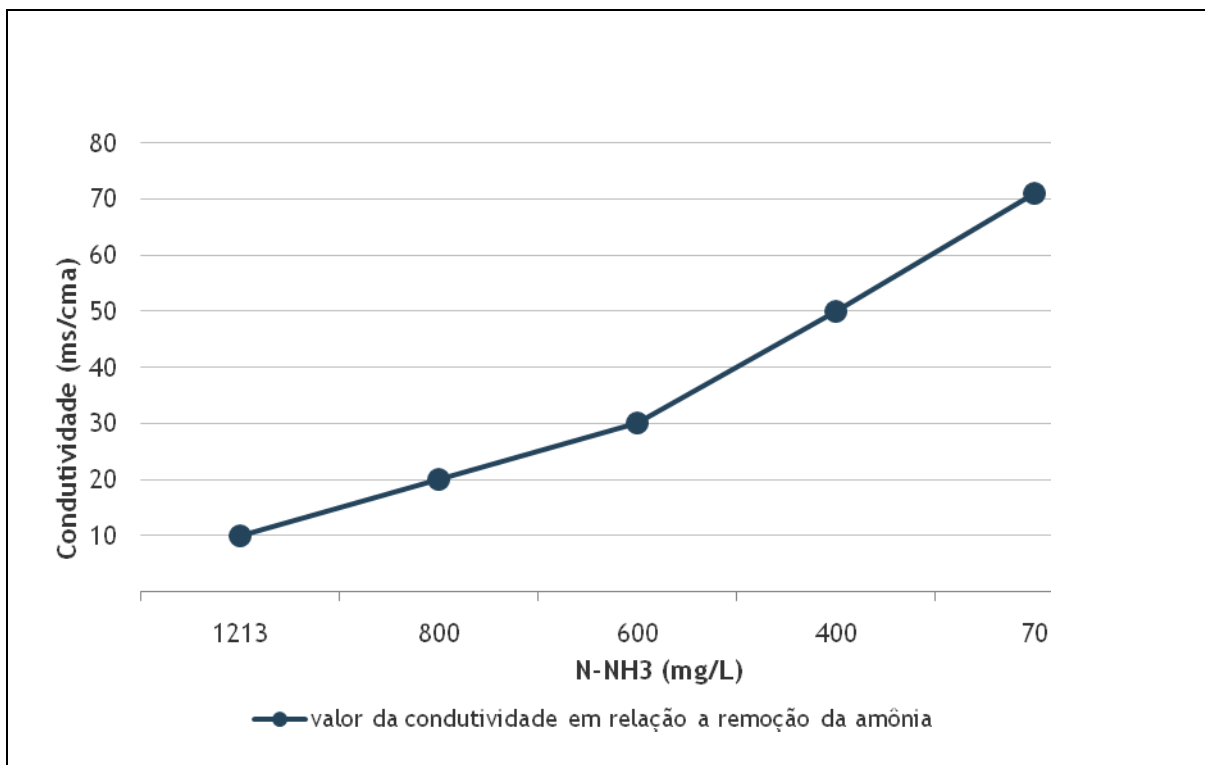


Figura B4- Resultados da condutividade em relação à remoção da amônia

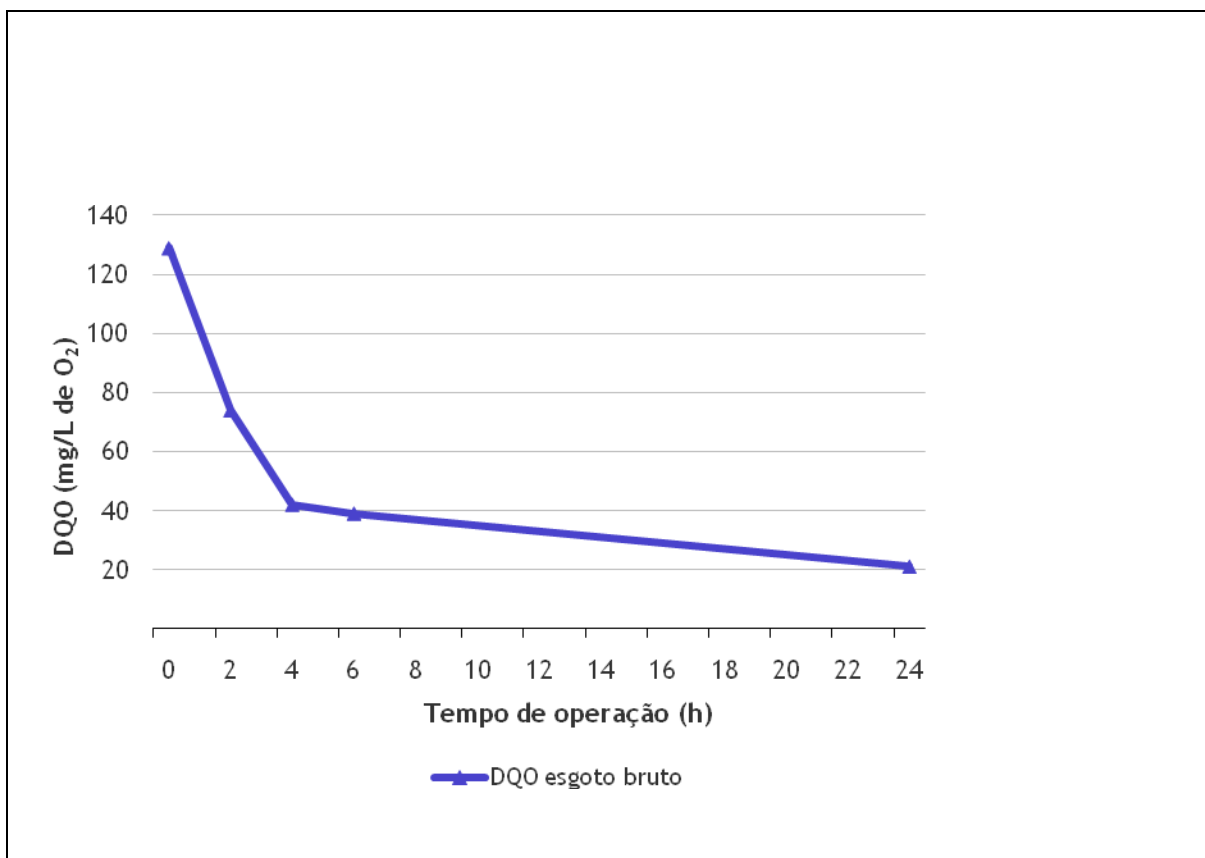


Figura B5- Resultados da DQO do esgoto bruto no ensaio de tratabilidade biológica

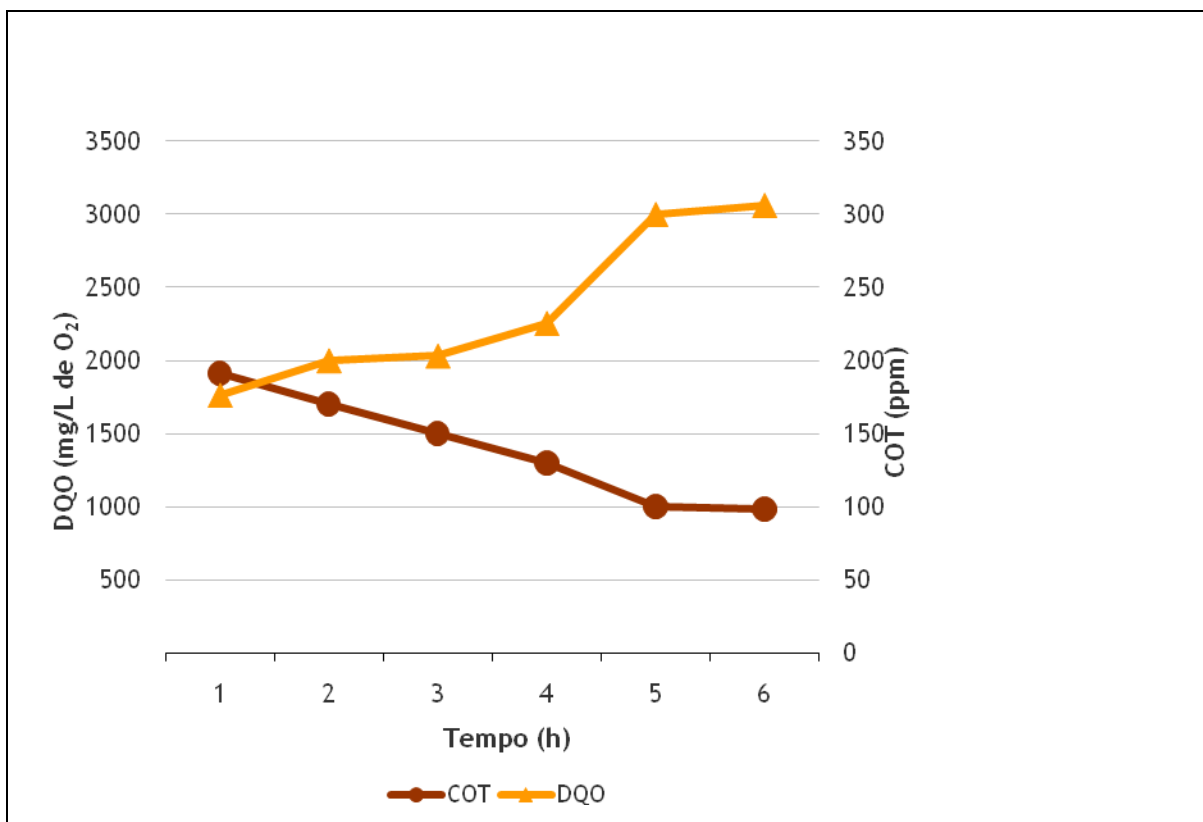


Figura B6- Valores de DQO com relação ao COT

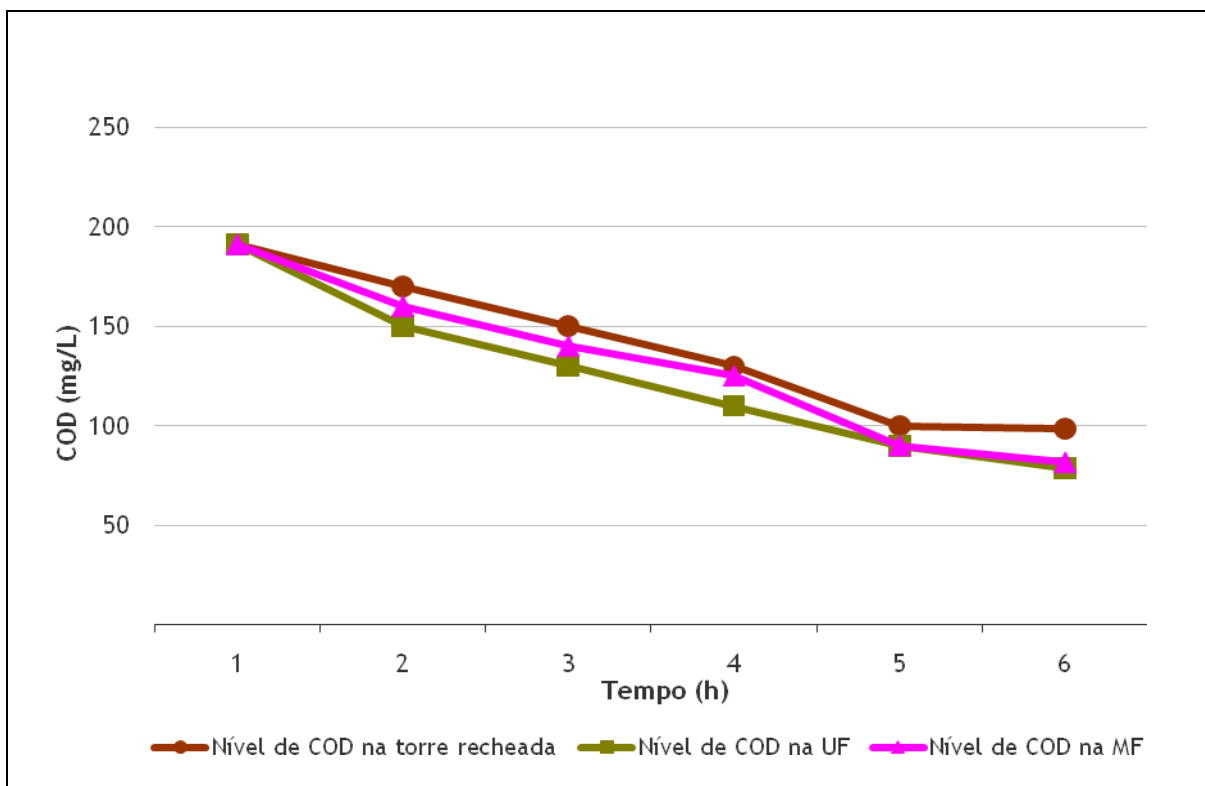


Figura B7- resultados do COD no processo de arraste com ar e no fracionamento nas membranas de MF e UF

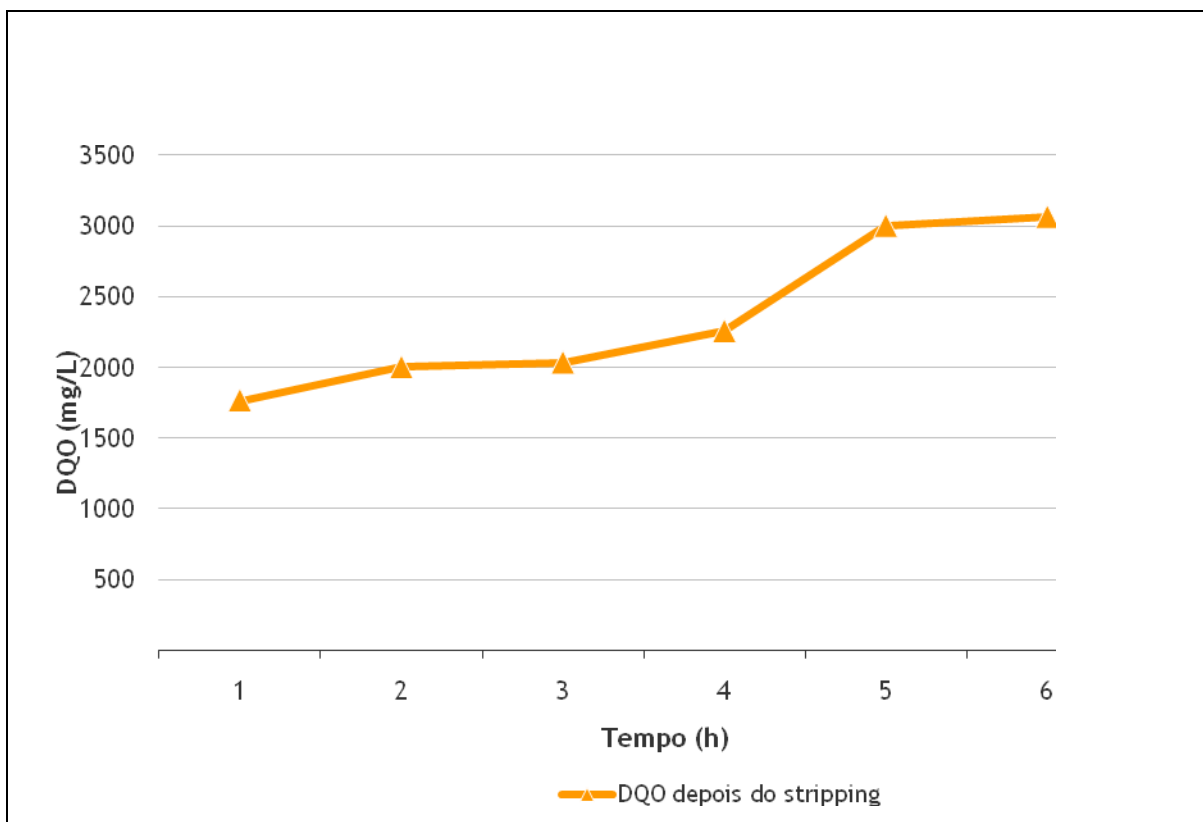


Figura B8- Resultados da DQO no processo de arraste com ar

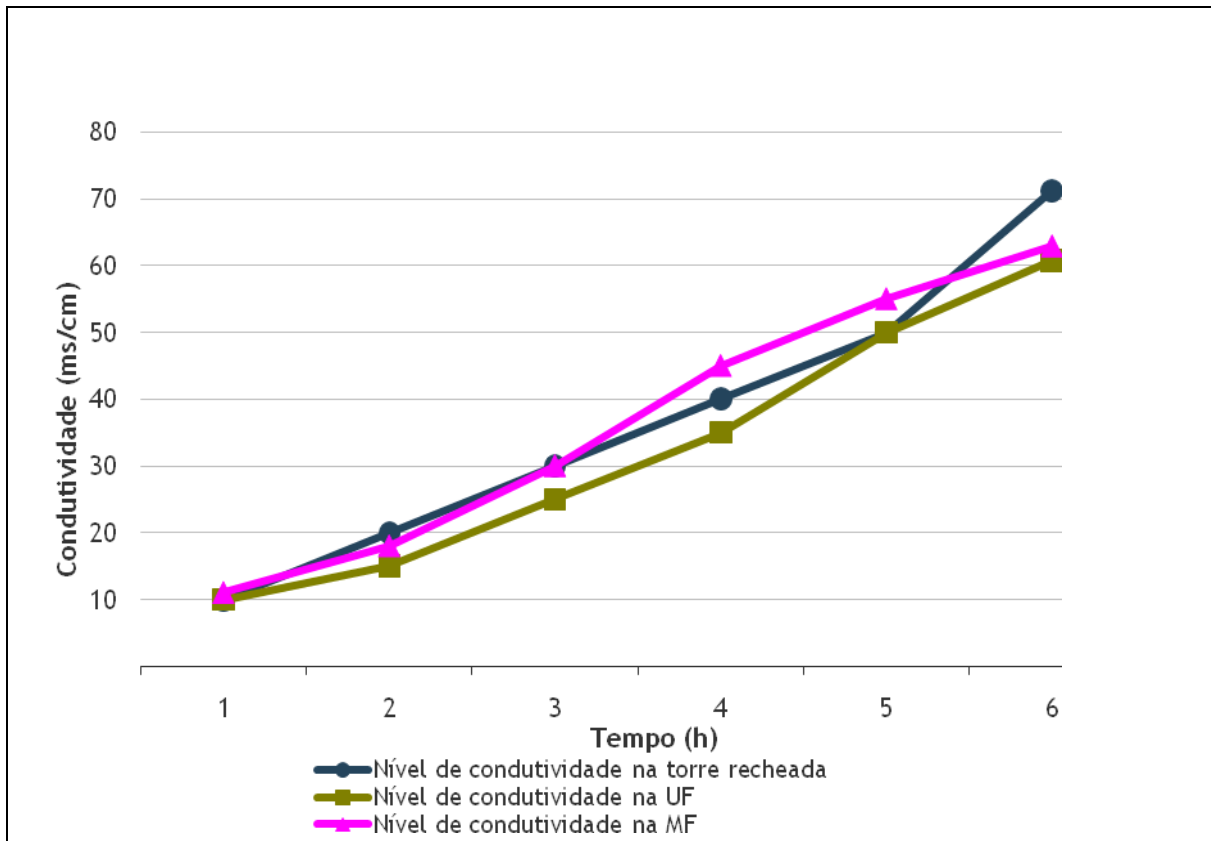


Figura B9- Resultados da condutividade no processo de arraste com ar e fracionamento com membranas de MF e UF

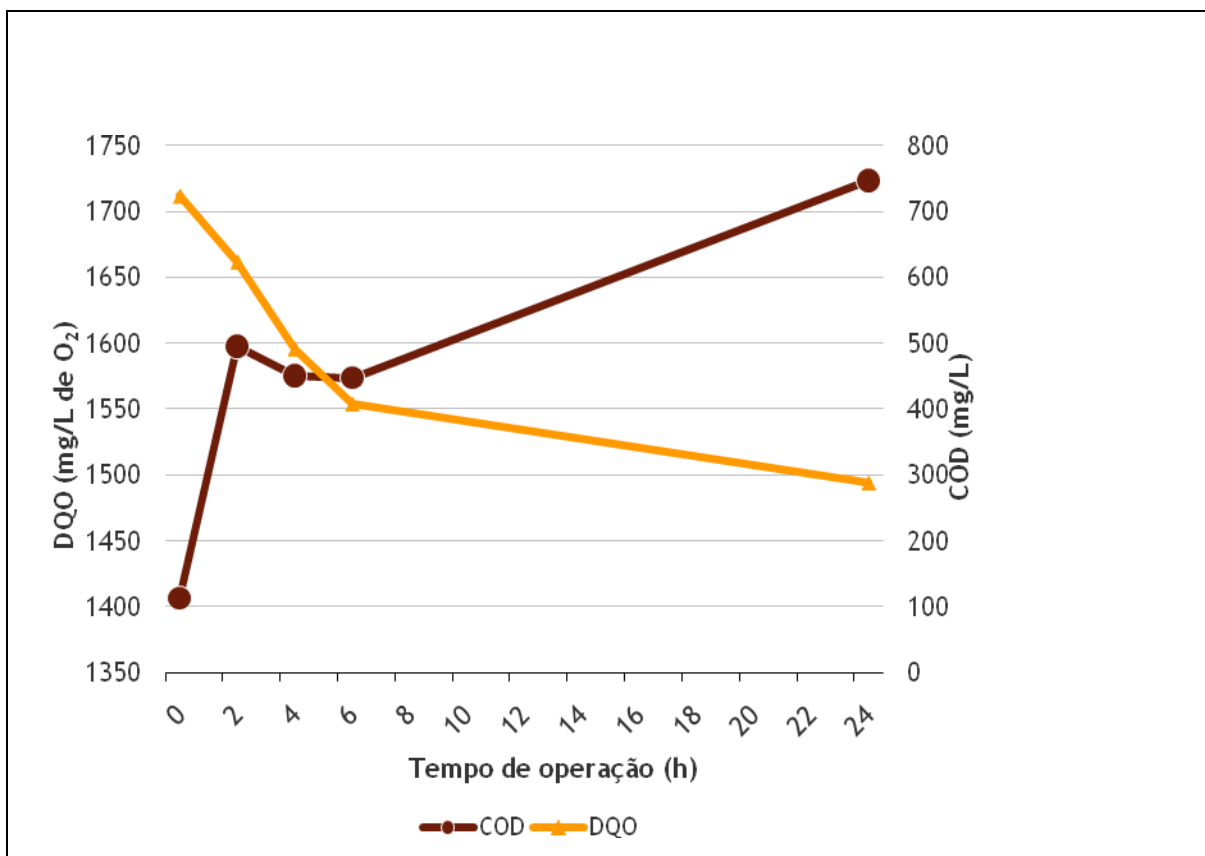


Figura B10- Valores da DQO com relação ao COD nos ensaios de tratabilidade biológica

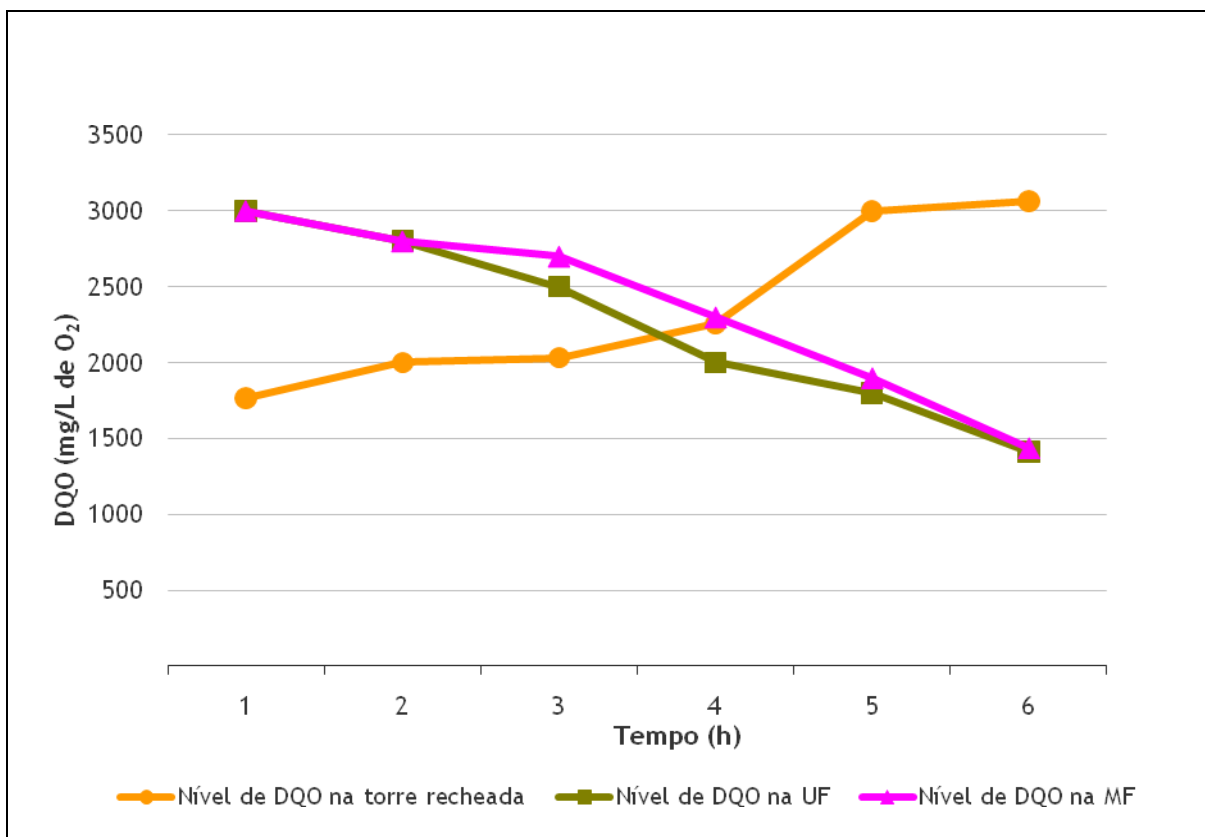


Figura B11- Resultados da DQO no processo de arraste com ar e fracionamentos nas membranas de MF e UF

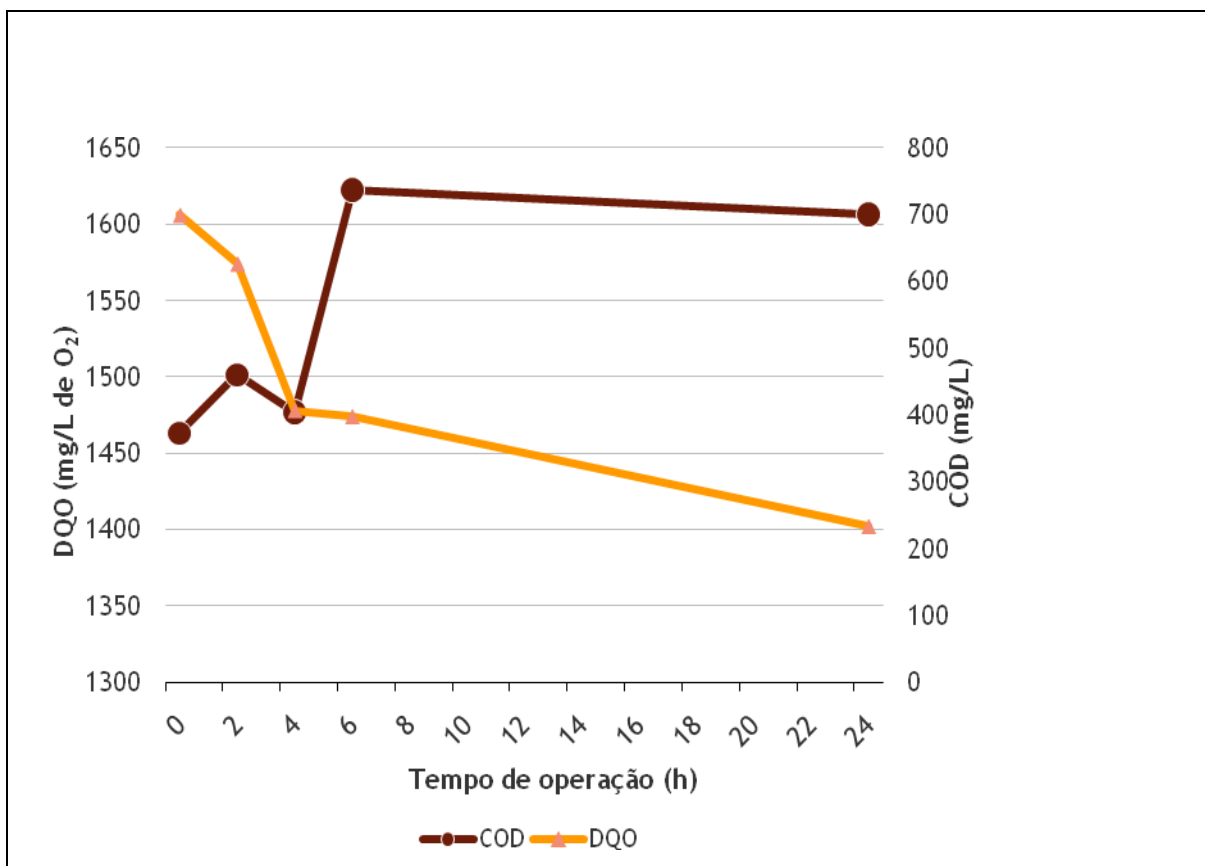


Figura B12- resultados da DQO em relação COD nos ensaios de tratabilidade biológica

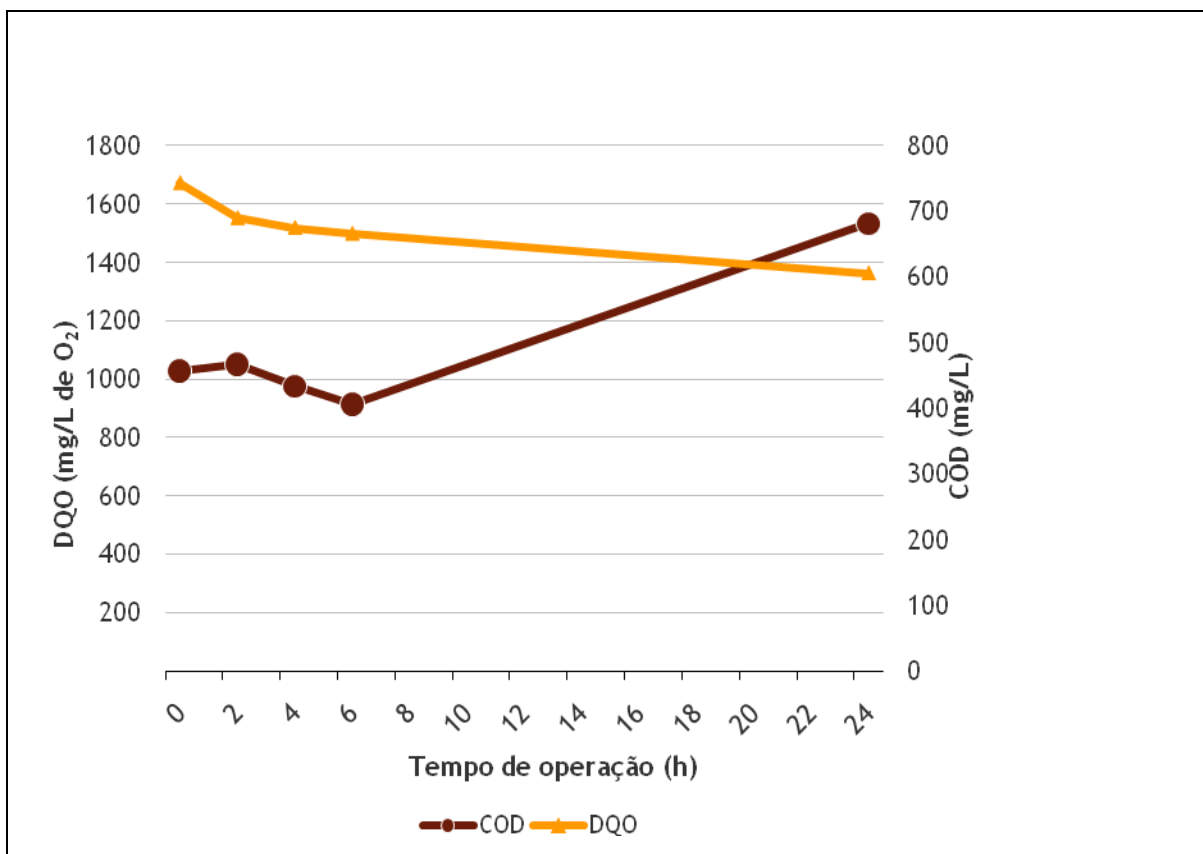


Figura B13- resultados da DQO em relação COD nos ensaios de tratabilidade biológica

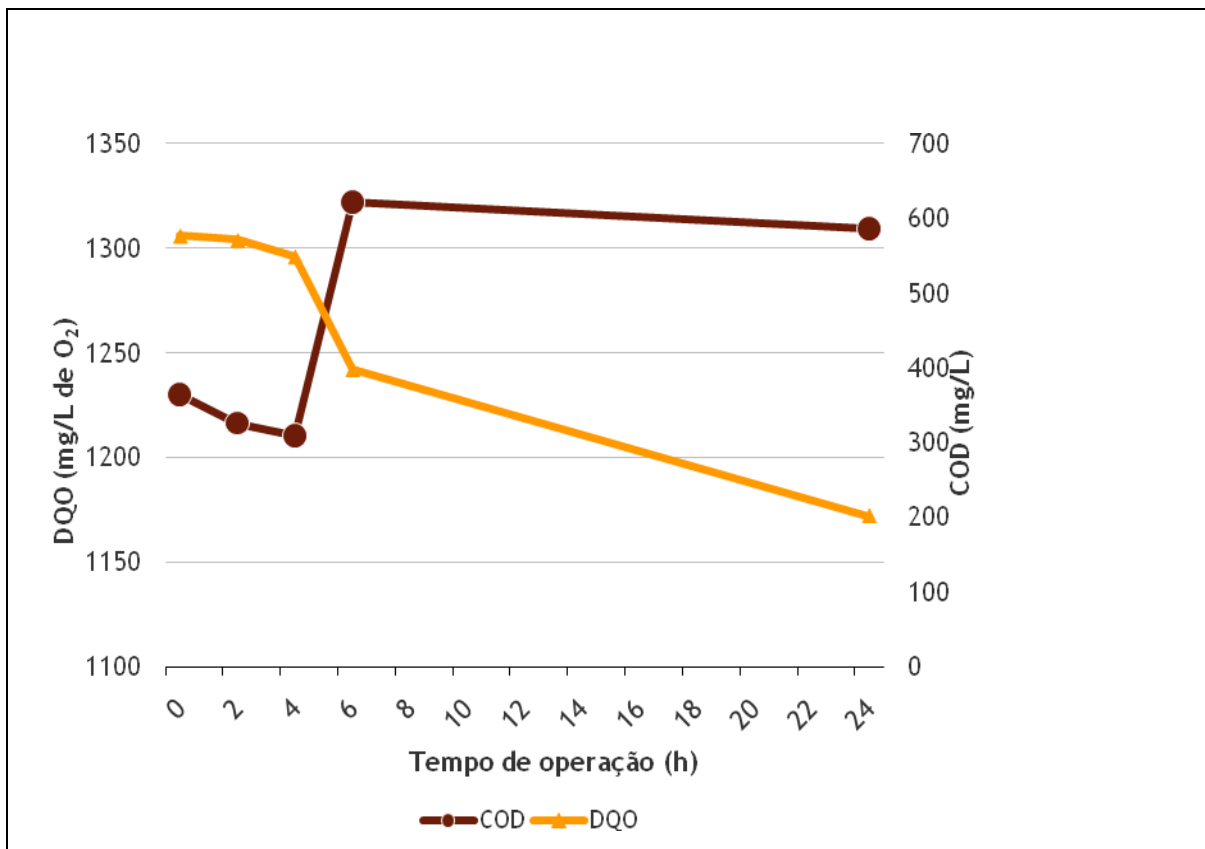


Figura B14- resultados da DQO em relação COD nos ensaios de tratabilidade biológica

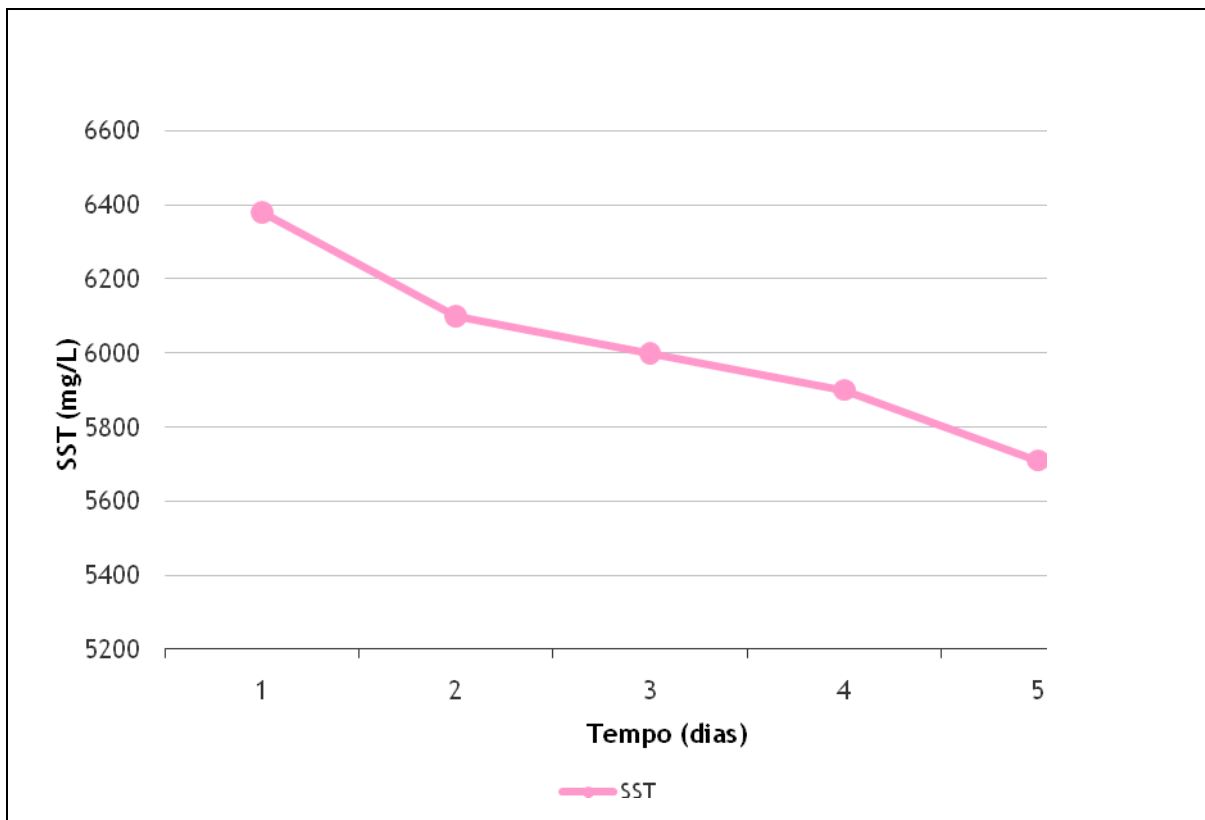


Figura B15- Resultados do SST nos ensaios de tratabilidade biológica

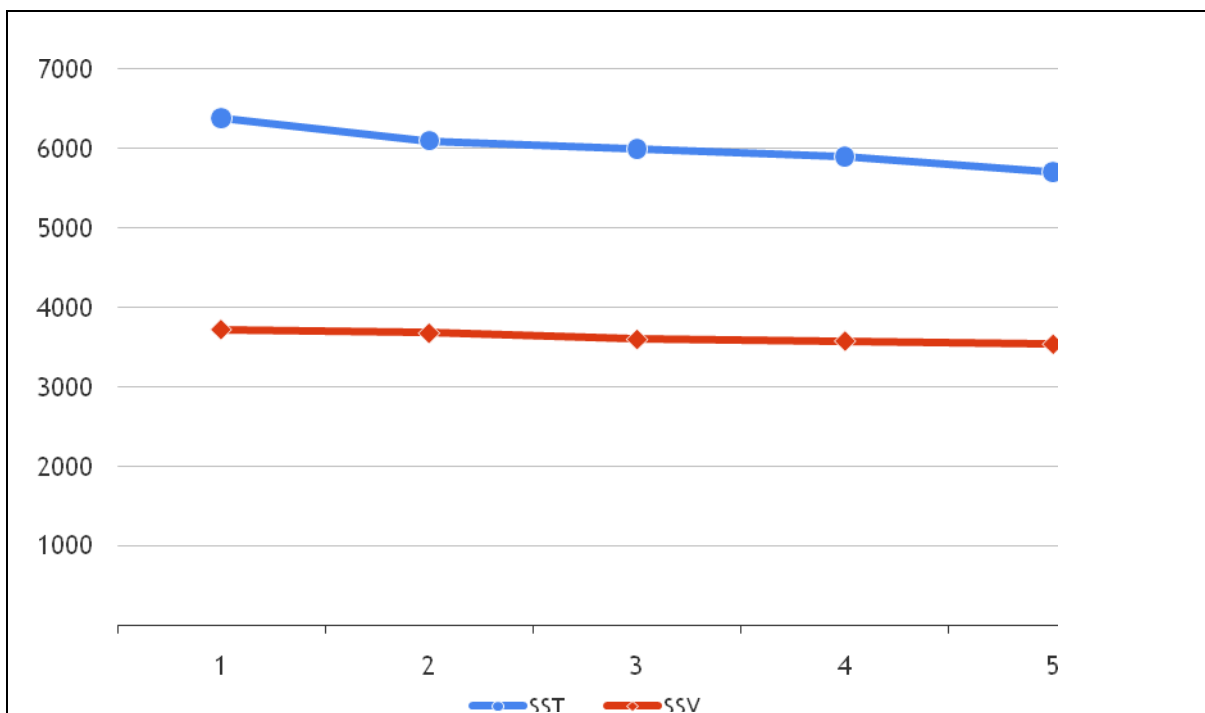


Figura B16- Resultados do SST em relação ao SSV nos ensaios de tratabilidade biológica

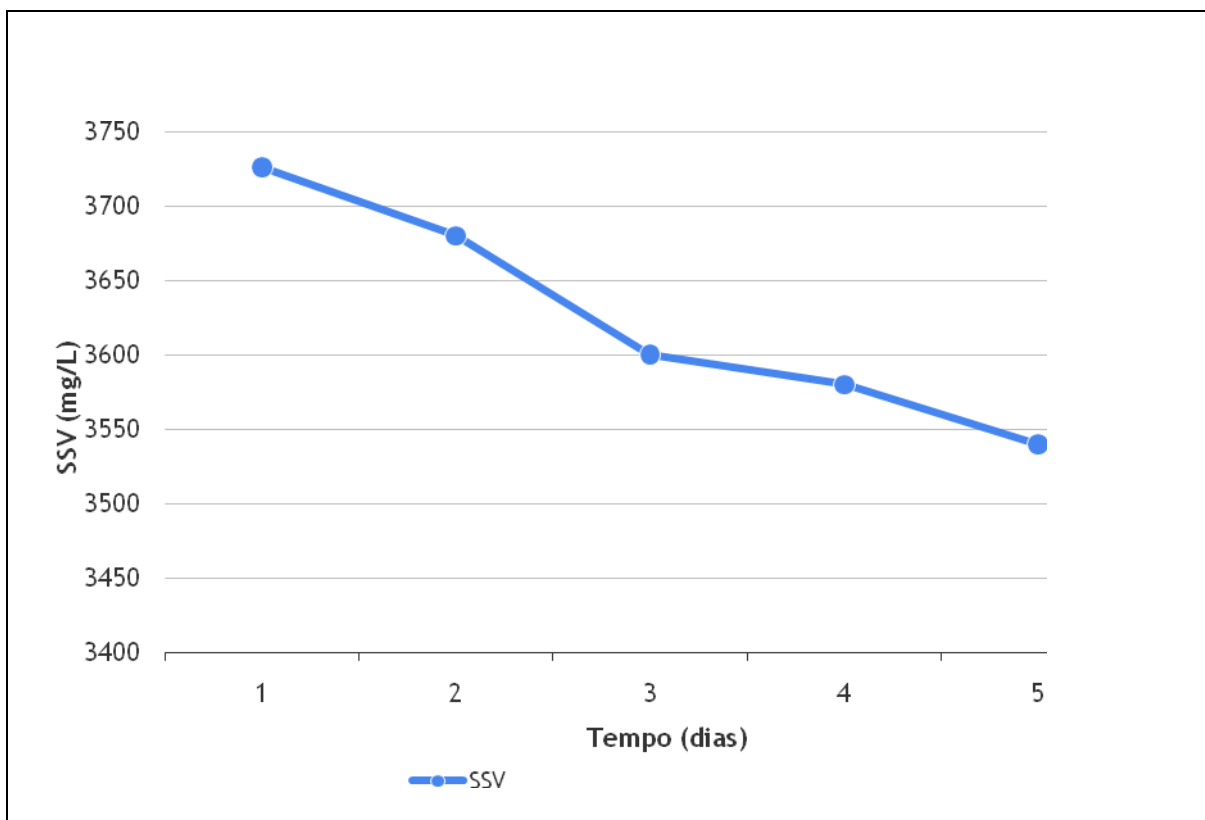


Figura B15- Resultados do SSV nos ensaios de tratabilidade biológica